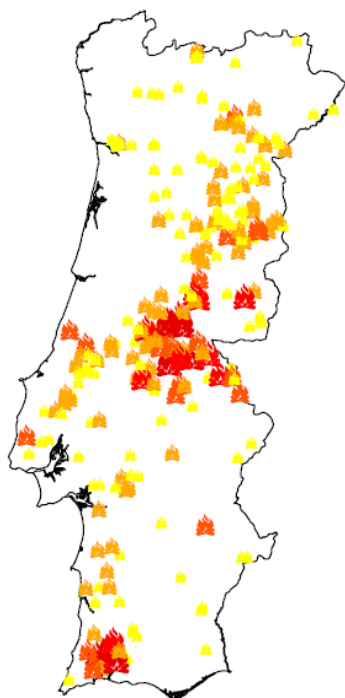




Vera Mónica da Silva Impacto dos Incêndios Florestais na Qualidade do Ar
Martins





**Vera Mónica da Silva
Martins**

Impacto dos Incêndios Florestais na Qualidade do Ar

dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica da Doutora Ana Isabel Miranda, Professora Associada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

Apoio financeiro do POCI no âmbito do
projecto INTERFACE - Efeito dos
Incêndios Florestais Peri-urbanos na
Qualidade do Ar”
(POCI/AMB/60660/2004).

o júri

Presidente

Doutor Carlos Alberto Diogo Soares Borrego
professor catedrático da Universidade de Aveiro

Vogais

Doutor Nelson Augusto Cruz de Azevedo Barros
professor associado da Universidade Fernando Pessoa

Doutora Ana Isabel Couto Neto da Silva Miranda (orientadora)
professora associada da Universidade de Aveiro

agradecimentos

Ao GEMAC (Grupo de Emissões, Modelação e Alterações Climáticas) que possibilitou a realização do presente trabalho, num ambiente de camaradagem único, cheio de boa-disposição e muita força.

Em especial à Xana, à Anabela e ao Jorge pela ajuda na execução do trabalho, ao Pedro pelas soluções informáticas, ao Vasco pela definição do grafismo da tese, e à Joaquina pela força que sempre me transmitiu.

Em especial à Professora Ana Isabel Miranda, um agradecimento pela sua orientação, disponibilidade e atenção, que foram essenciais.

Ao Martijn Schaap do TNO, pela sua preciosa e sempre disponível ajuda na realização deste trabalho.

Aqueles que me inspiram, e aqueles que me acompanham de perto na Vida, mãe, pai, Beatriz e Helena.

A todos aqueles que directa e indirectamente tornaram este trabalho possível.

palavras-chave

Incêndios florestais; emissões atmosféricas; modelação; qualidade do ar; episódios de poluição fotoquímica e particulada.

resumo

O objectivo principal é avaliar o efeito dos incêndios florestais na qualidade do ar em Portugal. Nesse âmbito, o trabalho central desta dissertação consistiu na inclusão do contributo dos incêndios florestais num sistema de modelos de qualidade do ar, LOTOS-EUROS, através do desenvolvimento de um módulo numérico, para estimativa das emissões dos incêndios. A estimativa das emissões baseou-se em parâmetros que retratam o cenário florestal português (carga de combustível, eficiência de combustão e factores de emissão) e na área ardida em grandes incêndios florestais.

O sistema LOTOS-EUROS assim desenvolvido foi aplicado na avaliação da qualidade do ar em Portugal continental durante os meses de Junho a Setembro de 2003, 2004 e 2005. A simulação das concentrações de partículas em suspensão com um diâmetro aerodinâmico inferior a 10 μm e de ozono, foi possível com o recurso a um modelo químico de transporte, que incluiu a influência das emissões dos incêndios, para além das outras fontes consideradas, bem como o transporte e transformação na atmosfera.

As diferenças registadas em simulações idênticas, sem e com a inclusão das emissões dos incêndios, permitiram a avaliação do impacto dos incêndios na qualidade do ar, bem como a identificação de episódios de poluição fotoquímica e particulada.

Quando comparados os resultados das simulações com os valores medidos de concentração de poluentes nas redes regionais de monitorização da qualidade do ar, verifica-se um desempenho razoável do sistema de modelos aplicado, que aumenta significativamente ao considerar o contributo dos incêndios florestais. Deste modo, a avaliação do impacto dos incêndios florestais na qualidade do ar em Portugal foi possível, através da estimativa das suas emissões e da simulação do seu transporte e transformação na atmosfera.

keywords

Forest fires; atmospheric emissions; modelling; air quality; photochemical and particulate air pollution episodes.

abstract

The major objective is to evaluate forest fires impacts on air quality in Portugal. This scope, the main work of this dissertation was the increment of forest fires emissions in the air quality models system, LOTOS-EUROS, through the development of a numerical module to estimate the fires emissions. The estimation of emissions was based on parameters characterising the Portuguese forest scenario (fuel load, burning efficiency and emission factors) and the area burned in large fires.

The LOTOS-EUROS system was applied to assess the air quality in Portugal from June to September of 2003, 2004 and 2005. The simulation of particles with an aerodynamic diameter smaller than 10 μm and ozone concentrations was possible with a chemical transport model includes the influence of fires emissions, besides the other emissions, as well as the transport and transformation in the atmosphere.

The estimated differences in identical simulations results, without and with the inclusion of the fire emissions allowed the evaluation of the impacts of forest fires in the air quality, and the identification of photochemical and particulate air pollution episodes.

Comparing modelling results to monitoring data from the air quality networks, a reasonable performance improvement is shown, when forest fires are taken into account. Thus the evaluation of impacts of forest fires in the air quality in Portugal was possible, through the estimation of their emissions and the simulation of the transport and transformation in the atmosphere.

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Impactos das emissões dos incêndios florestais	3
1.2. Objectivos do trabalho e estrutura da dissertação	6
2. INCÊNDIOS FLORESTAIS E QUALIDADE DO AR EM PORTUGAL	7
2.1. Inventário de incêndios florestais	9
2.1.1. Grandes incêndios florestais	12
2.2. Monitorização da qualidade do ar	16
2.2.1. Diagnóstico	19
2.3. Análise estatística	23
3. EMISSÕES DOS INCÊNDIOS FLORESTAIS	31
3.1. Modelação de emissões de incêndios florestais	31
3.2. Estimativa de emissões dos incêndios florestais	34
3.2.1. Metodologia	35
3.2.2. Resultados	44
4. MODELAÇÃO NUMÉRICA DA QUALIDADE DO AR	49
4.1. Modelação do fumo	49
4.2. Descrição do sistema de modelação	51
4.2.1. Formulação do modelo e domínios de aplicação	52
4.2.2. Processos	53
4.2.3. Dados de entrada	57
4.3. Módulo numérico de emissões de incêndios florestais	61
5. AVALIAÇÃO DO IMPACTO DOS INCÊNDIOS NA QUALIDADE DO AR	63
5.1. Descrição das simulações	63
5.2. Análise dos resultados	64
5.2.1. Validação dos resultados da modelação	65
5.2.2. Impacto dos incêndios florestais	79
6. CONCLUSÕES	89
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	93
ANEXOS	I
Anexo A. Inventário de incêndios florestais	iii
Anexo B. Incêndios florestais em 2003, 2004 e 2005	v
Anexo C. Módulo numérico de emissões dos incêndios florestais	vii
Anexo D. Sistema de modelação LOTOS-EUROS	xi
Anexo E. Validação do sistema de modelação 2003, 2004 e 2005	xiii

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 Triângulo e tetraedro do fogo [URL1].....	1
Figura 1.2 O quadrado do fogo florestal [adaptado de Viegas, 2006].....	2
Figura 1.3 Imagens de satélite sobre Portugal 3 de Agosto de 2003 e 16 de Agosto de 2005 [URL2].....	5
Figura 2.1 Área ardida de povoamentos florestais e matos e número de ocorrências durante o período 1980-2005, em Portugal [DGRF, 2006].	7
Figura 2.2 Imagens de satélite (MODIS) evidenciam as áreas ardidas em 2003, 2004 e 2005 [URL2].....	8
Figura 2.3 Distribuição espacial dos grandes incêndios florestais, ocorridos em 2003, 2004 e 2005 [DGRF, 2006].	11
Figura 2.4 Distribuição mensal da área ardida e do número de incêndios florestais ocorridos em 2003-2005, com área superior a 100 ha [DGRF, 2006].	12
Figura 2.5 Distribuição distrital da área ardida e do número de incêndios florestais, com área superior a 100 ha em 2003, 2004 e 2005 [DGRF, 2006].	14
Figura 2.6 Distribuição espacial da área ardida dos incêndios florestais, ocorridos em 2003, 2004 e 2005, com área superior a 100 ha [DGRF, 2006].	15
Figura 2.7 Dimensão dos incêndios florestais, ocorridos em 2003, 2004 e 2005, em função da área ardida e do número de ocorrências [DGRF, 2006].	16
Figura 2.8 Distribuição espacial das estações de fundo da rede de monitorização da qualidade do ar.....	17
Figura 2.9 Número de ultrapassagens PM_{10} e O_3 registadas nas estações de monitorização de qualidade do ar em Junho-Setembro de 2003.	20
Figura 2.10 Número de ultrapassagens de PM_{10} e O_3 registadas nas estações de monitorização de qualidade do ar em Junho-Setembro de 2004.	21
Figura 2.11 Número de ultrapassagens de PM_{10} e O_3 registadas nas estações de monitorização de qualidade do ar em Junho-Setembro 2005.	22
Figura 2.12. Correlação entre a concentração média de PM_{10} , e a área ardida e o número de incêndios por estação, e para cada período analisado.	24
Figura 2.13 Correlação entre a concentração, máxima de O_3 , e a área ardida e o número de incêndios, em termos médios, por estação, e para cada período analisado.	26
Figura 2.14 Correlação entre a concentração, média diária de PM_{10} e máxima horária de O_3 , e a área ardida e o número de incêndios, em termos médios, por distrito, e para cada período analisado.	28
Figura 3.1 Metodologia de cálculo de emissões de incêndios florestais.....	35
Figura 3.2 Área florestal portuguesa [DGF, 2001] e áreas ardidas [DGF, 2003; DGRF, 2004 e 2005].	37
Figura 3.3 Distribuição da área de povoamentos florestais, por distrito [DGF, 2001].....	38
Figura 3.4 Distribuição da área ardida de povoamentos florestais [DGF, 2003].	41
Figura 3.5 Distribuição da área ardida de povoamentos florestais [DGF, 2003].	42
Figura 3.6 Metodologia de cálculo das emissões dos incêndios florestais.	44
Figura 3.7 Emissões totais dos incêndios florestais de 2003-2005 em Portugal.	45
Figura 3.8 Distribuição espacial das emissões de PM_{10} dos incêndios florestais, com área superior a 100 ha, ocorridos em 2003-2005.	46

Figura 4.1 Domínio máximo do sistema de modelação LOTOS-EUROS. O exemplo apresenta a concentração média de dióxido de enxofre ($\mu\text{g.m}^{-3}$) simulada para Julho de 1997 [Schaap <i>et al.</i> , 2005].....	53
Figura 4.2 Distribuição das emissões (kton.ano^{-1}) de NO_x (como NO_2), SO_x (como SO_2), NH_3 e COV [Schaap <i>et al.</i> , 2004].....	58
Figura 4.3 Visão global da metodologia de cálculo das emissões dos incêndios florestais.	62
Figura 5.1 Parâmetros estatísticos (EQM, BIAS e r) obtidos na validação do sistema de modelos para o ano 2003, para cada estação de monitorização de PM_{10}	70
Figura 5.2 Parâmetros estatísticos (EQM, BIAS e r) obtidos na validação do sistema de modelos, para o ano 2003, para cada estação de monitorização de O_3	72
Figura 5.3 Parâmetros estatísticos (EQM, BIAS e r) obtidos na validação do sistema de modelos, para o ano 2004, para cada estação de monitorização de PM_{10}	73
Figura 5.4 Parâmetros estatísticos (EQM, BIAS e r) obtidos na validação do sistema de modelos, para o ano 2004, para cada estação de monitorização de O_3	75
Figura 5.5 Parâmetros estatísticos (EQM, BIAS e r) obtidos na validação do sistema de modelos, para o ano 2005, para cada estação de monitorização de PM_{10}	76
Figura 5.6 Parâmetros estatísticos (EQM, BIAS e r) obtidos na validação do sistema de modelos, para o ano 2005, para cada estação de monitorização de O_3	78
Figura 5.7 Distribuição diária dos grandes incêndios florestais durante o Verão de 2003-2005.....	80
Figura 5.9 Diferenças obtidas entre a simulação com emissões de incêndios florestais e a simulação de referência, e os resultados da simulação com emissões de incêndios florestais para a média diária de PM_{10} ($\mu\text{g.m}^{-3}$), para os dias 2 a 4 de Agosto de 2003.	82
Figura 5.10 Diferenças obtidas entre a simulação com emissões de incêndios florestais e a simulação de referência, e os resultados da simulação com emissões de incêndios florestais para a média diária de PM_{10} ($\mu\text{g.m}^{-3}$), para os dias 25 a 27 de Julho de 2004.	83
Figura 5.11 Diferenças obtidas entre a simulação com emissões de incêndios florestais e a simulação de referência, e os resultados da simulação com emissões de incêndios florestais, para a média diária de PM_{10} ($\mu\text{g.m}^{-3}$), para os dias 19 a 21 de Agosto de 2005.	84
Figura 5.12 Diferenças obtidas entre a simulação com emissões de incêndios florestais e a simulação de referência, e os resultados da simulação com emissões de incêndios florestais para a máxima diária de O_3 ($\mu\text{g.m}^{-3}$), para os dias 2 a 4 de Agosto de 2003.....	85
Figura 5.13 Diferenças obtidas entre a simulação com emissões de incêndios florestais e a simulação de referência, e os resultados da simulação com emissões de incêndios florestais para a máxima diária de O_3 ($\mu\text{g.m}^{-3}$), para os dias 26 a 28 de Julho de 2004.....	86
Figura 5.14 Diferenças obtidas entre a simulação com emissões de incêndios florestais e a simulação de referência, e os resultados da simulação com emissões de incêndios florestais para a máxima diária de O_3 ($\mu\text{g.m}^{-3}$), para os dias 19 a 21 de Agosto de 2005.....	87
 Figura A.1 Dados do inventário de incêndios florestais do dia 1 de Agosto de 2003 [DGRF, 2006]. iii	
Figura C.1 Módulo numérico para estimativa das emissões dos incêndios florestais.	vii
Figura C.2 Ficheiro de dados de entrada do módulo numérico para estimativa das emissões dos incêndios florestais.	viii
Figura C.3 Ficheiro de emissões dos incêndios florestais resultante do módulo numérico.....	ix
Figura D.1 Ficheiro de controlo do LOTOS-EUROS.....	xi

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 Parâmetros do inventário nacional de incêndios florestais [DGRF, 2006].....	9
Tabela 2.2 Área ardida e número de ocorrências em 2003, 2004 e 2005 [DGRF, 2006].	11
Tabela 2.3 Localização das estações de fundo da rede nacional de monitorização da qualidade [URL3].....	18
Tabela 2.4 Valores limite legislados dos poluentes para protecção da saúde humana.....	19
Tabela 3.1 Distribuição da área de povoamentos florestais, por espécie dominante [DGF, 2001]..	36
Tabela 3.2 Valores de carga de combustível para diferentes tipos de combustível [PNAC, 2002].	38
Tabela 3.3 Valores de carga de combustível de povoamentos por distrito.....	39
Tabela 3.4 Valores de eficiência de combustão por tipo de combustível.	39
Tabela 3.5 Factores de emissão médios para a floresta do sul da Europa.	41
Tabela 3.6 Factores de emissão determinados para Portugal continental.....	43
Tabela 3.7 Valores estimados de emissões relativos a uma ocorrência de fogo florestal registada em 28 de Julho de 2003.	45
Tabela 4.1 Parâmetros dos dados meteorológicos de entrada.....	59
Tabela 4.2 Classes de uso do solo PELINDA [Boer <i>et al.</i> , 2000 in Schaap <i>et al.</i> 2005].	60
Tabela 4.3 Parâmetros usados para definição das condições fronteira [Boer <i>et al.</i> , 2000 in Schaap <i>et al.</i> , 2005].....	61
Tabela 5.1 Opções de corrida consideradas no sistema de modelos LOTOS-EUROS.	64
Tabela 5.2 Eficiência de aquisição de dados das estações de fundo em 2003-2005.	66
Tabela 5.3 Análise estatística do desempenho do sistema de modelo na simulação referência (SR) e na simulação com emissões de incêndios florestais (SI), por distrito, para PM ₁₀ e O ₃ (2003-2005).	68
 Tabela B.1 Área ardida por distrito em 2003, 2004 e 2005 [DGRF, 2006].....	v
Tabela B.2 Número de ocorrências por distrito em 2003, 2004 e 2005 [DGRF, 2006].	v
Tabela D.1 Avaliação estatística do desempenho do sistema de modelos relativamente a PM ₁₀ (2003).	xiii
Tabela D.2 Avaliação estatística do desempenho do sistema de modelos relativamente a O ₃ (2003).	xiii
Tabela D.3 Avaliação estatística do desempenho do sistema de modelos relativamente a PM ₁₀ (2004).	xiv
Tabela D.4 Avaliação estatística do desempenho do sistema de modelos relativamente a O ₃ (2004).	xiv
Tabela D.5 Avaliação estatística do desempenho do sistema de modelos relativamente a PM ₁₀ (2005).	xv
Tabela D.6 Avaliação estatística do desempenho do sistema de modelos relativamente a O ₃ (2005).	xvi

1. INTRODUÇÃO

Um incêndio florestal pode ser designado como um fenómeno físico e químico que resulta da combinação rápida de oxigénio com uma substância combustível, envolvendo reacções fortemente exotérmicas, sob uma temperatura elevada, da qual resulta a ocorrência de fogo descontrolado, caracterizado pela libertação de calor, de luz e normalmente de chamas [Davis, 1959 e Kanury, 1976 *in* Trabaud, 1989]. Decorre num espaço aberto e pode expandir-se livremente, consumindo combustíveis vegetais, constituídos essencialmente por compostos celulósicos e lenhosos (tais como, húmus, matos, arbustos e árvores), causando uma forte destruição por onde passa, independentemente da sua origem e do tipo de agente de ignição.

Para que ocorra um incêndio florestal é fundamental a conjugação de três elementos: o combustível, o comburente (geralmente, oxigénio) e o agente de ignição (fonte de calor), designando-se esta combinação por triângulo do fogo (Figura 1.1). Numa perspectiva mais ampla o triângulo do fogo pode ser substituído pelo tetraedro do fogo, com a inclusão do elemento: reacção em cadeia (Figura 1.1). A função deste polígono de quatro faces é a de complementar o triângulo do fogo, com outro elemento de suma importância, na medida em que a combustão é uma reacção que se processa em cadeia, é mantida pelo próprio calor produzido, provocando a propagação do fogo. É também necessário que as condições atmosféricas sejam favoráveis a essa mesma propagação (baixa humidade relativa do ar, temperaturas elevadas,...). Na ausência de qualquer um dos quatro elementos referidos, terminará a combustão e, conseqüentemente, o foco de incêndio.

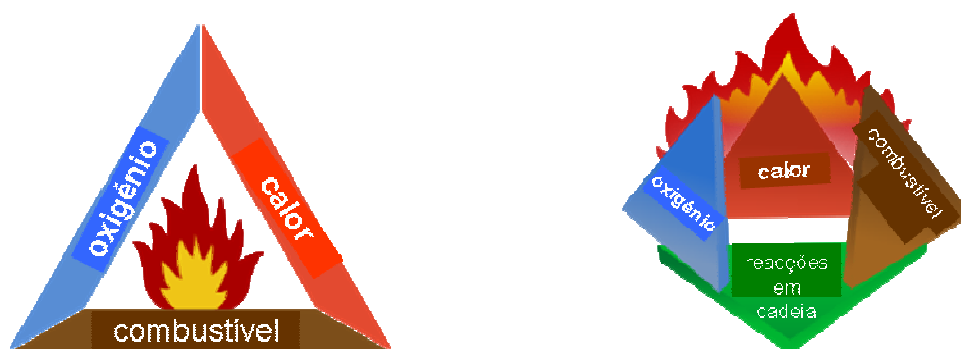


Figura 1.1 Triângulo e tetraedro do fogo [URL1].

Viegas (2006) adapta o triângulo do fogo tradicional ao fogo florestal, agrupando em três classes os factores condicionantes do comportamento do fogo: combustível, topografia e meteorologia. Existe um quarto factor que é normalmente ignorado, mas considerado fundamental para a descrição do comportamento do fogo [Viegas, 2006]. Trata-se da variável tempo, a qual intervém de uma forma explícita no comportamento de um incêndio, que apresenta características dinâmicas. Ou seja, mesmo com condições fronteiriça permanentes as características de propagação vão-se alterando ao longo do tempo, sendo este quarto lado do quadrado do fogo florestal (Figura 1.2).

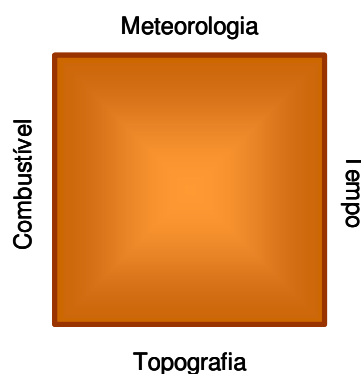


Figura 1.2 O quadrado do fogo florestal [adaptado de Viegas, 2006].

As consequências mais evidentes dos incêndios florestais são a perda total ou parcial, quer dos bens que se encontram na área devastada pelo incêndio, quer da cobertura vegetal. Previsivelmente verifica-se o aumento da vulnerabilidade a fenómenos de erosão e transporte provocados por águas pluviais; alterações no ciclo hidrológico; destruição de espécies com interesse conservacionista [e.g. Ferreira *et al.*, 2005]. A influência no clima global, constitui também um dos impactes dos incêndios florestais no ambiente, devido à emissão de gases com efeito de estufa (GEE), tais como o dióxido de carbono (CO_2), o metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O) e, a sua consequente contribuição para o aquecimento global. Estimativas de Sandberg *et al.* (2002) apontam a queima de biomassa como responsável por um quinto das emissões globais de CO_2 . No entanto, os incêndios florestais nos ecossistemas temperados, como é o caso de Portugal, têm uma contribuição não tão significativa para estes números [Miranda *et al.*, 1994], quando comparados com as contribuições dos fogos em savanas e florestas tropicais e boreais.

1.1. Impactos das emissões dos incêndios florestais

O fumo resultante da queima da biomassa contém um grande e diverso número de produtos químicos, incluindo partículas e compostos gasosos. Os poluentes atmosféricos que resultam tipicamente dos incêndios florestais são: matéria particulada (PM), CO₂, monóxido de carbono (CO), CH₄, hidrocarbonetos não metânicos (HCNM), óxidos de azoto (NO_x), N₂O e amoníaco (NH₃) [Levine, 1999].

Os efeitos dos incêndios florestais no ambiente atmosférico vão desde a contribuição para a formação de ozono (O₃) troposférico, até à destruição química do O₃ estratosférico. Algumas medições sugerem que a queima de biomassa pode ser uma fonte global significativa do brometo de metilo [Levine *et al.*, 1995], substância poluente que conduz à destruição química de O₃ na estratosfera. Na troposfera o CO, o CH₄, os HCNM e os NO_x libertados no decorrer de um incêndio florestal são gases quimicamente activos que influenciam fortemente as concentrações locais e regionais de importantes oxidantes atmosféricos, como o O₃ e o radical hidroxilo (OH[•]) [Simeoni *et al.* 2006]. A produção dos aerossóis está associada a impactes quer à escala local, relacionados com episódios de poluição, quer afectando o balanço radiativo da Terra [e.g. Hodzic *et al.*, 2007], e consequentemente o clima global.

A poluição causada pelo fumo, associada às emissões dos incêndios florestais, é considerada uma temática de extrema importância, devido aos riscos evidentes, quer para o ambiente, quer para a saúde humana. Entre os riscos para a saúde humana incluem-se o perigo para a saúde e a segurança do pessoal operacional no combate aos fogos, assim como para a população em geral, causado pela degradação da qualidade do ar e pela diminuição da visibilidade.

A investigação já realizada para Portugal continental com recurso à modelação numérica da dispersão do fumo emitido durante um incêndio florestal, para a estimativa dos campos de concentração de poluentes resultantes, permitiu verificar a influência decisiva do fumo libertado na qualidade do ar [Miranda, 2004; Martins *et al.*, 2004; Miranda *et al.*, 2005b, 2007].

Segundo a Organização Mundial de Saúde (OMS), a exposição ao fumo proveniente de incêndios florestais tem sérios impactos na saúde humana [WHO, 1999], que resultam no aumento de entradas nos serviços de urgência e das admissões hospitalares, devido a doenças do foro respiratório e cardiovascular, e no aumento da mortalidade. Em particular, a exposição à PM em suspensão tem vindo a ser associada a doenças

respiratórias e cardiovasculares, e mesmo ao aumento da mortalidade; estimativas da OMS indicam que anualmente se verificam 100 mil mortes prematuras, associadas à exposição a este poluente.

Os efeitos nocivos na saúde, resultantes da exposição ao fumo, podem ser sentidos aos níveis agudo e crónico. Os efeitos agudos vão desde a irritação dos olhos e do tracto respiratório, até à diminuição da função respiratória, que pode originar dores de cabeça, tonturas e náuseas, que se podem prolongar por várias horas. Os aldeídos e a PM causam irritação ocular e do tracto respiratório superior, sendo que a PM causa também irritação das membranas mucosas. As partículas de diâmetro inferior causam problemas de maior gravidade do que as de diâmetros superiores, dado que penetram mais profundamente no sistema respiratório. O mecanismo de acção do CO no organismo humano é potencialmente perigoso, uma vez que este poluente impede o transporte de oxigénio pela hemoglobina, o que afecta os órgãos mais sensíveis, cérebro e coração, devido à diminuição de oxigénio no sangue. De referir, que a maior parte destes efeitos é reversível, e no caso do CO, este é rapidamente removido do organismo [Letts *et al.*, 1991 e Reh *et al.*, 1994 e Rothman *et al.*, 1991 in Reinhardt e Ottmar, 2000]. Os efeitos crónicos, como a diminuição da função pulmonar, têm sido identificados entre os bombeiros.

O CO₂, apesar de emitido em grandes quantidades na combustão, quando atinge os bombeiros já está diluído no ar, em concentrações não tóxicas.

Em Portugal à excepção de alguns dados provenientes de ensaios experimentais de queima [Miranda *et al.*, 2005a, Valente *et al.*, 2006] existem poucos registos de concentrações elevadas de poluentes provocadas por emissões de fogos florestais. Esta inexistência de registos deve-se ao facto do país não ter ainda, uma grande cobertura espacial em termos de estações de monitorização da qualidade do ar, estando estas maioritariamente localizadas em áreas urbanas, distantes de zonas onde ocorrem incêndios, e por isso mais susceptíveis de uma influência directa. No entanto, no ano de 2003 verificaram-se em várias estações de monitorização da qualidade do ar elevadas concentrações de poluentes, especialmente partículas, associadas a incêndios florestais. Em Lisboa, registou-se o valor máximo de concentração de partículas em suspensão com um diâmetro aerodinâmico inferior a 10 µm (PM₁₀), do ano de 2003, no dia 13 de Setembro, às 19 horas, na estação da Avenida da Liberdade, 539 µg.m⁻³ (média horária) [Martins *et al.*, 2004]. Poluentes como o O₃ e o CO atingiram, igualmente, valores de concentração bastante elevados.

O contributo das emissões dos incêndios florestais para o inventário nacional de emissões é um assunto de crescente importância. De facto, este contributo tem sido particularmente evidente e severo nos últimos anos. Durante o Verão de 2003 e de 2005, os incêndios devastaram áreas florestais consideráveis. A Figura 1.3 apresenta duas imagens MODIS (MODerate resolution Imaging Spectroradiometer), instrumento instalado no satélite Aqua, que evidenciam a dimensão dos penachos criados pelos fogos florestais que lavravam nos dias 3 e 16 de Agosto, dos referidos anos, respectivamente.

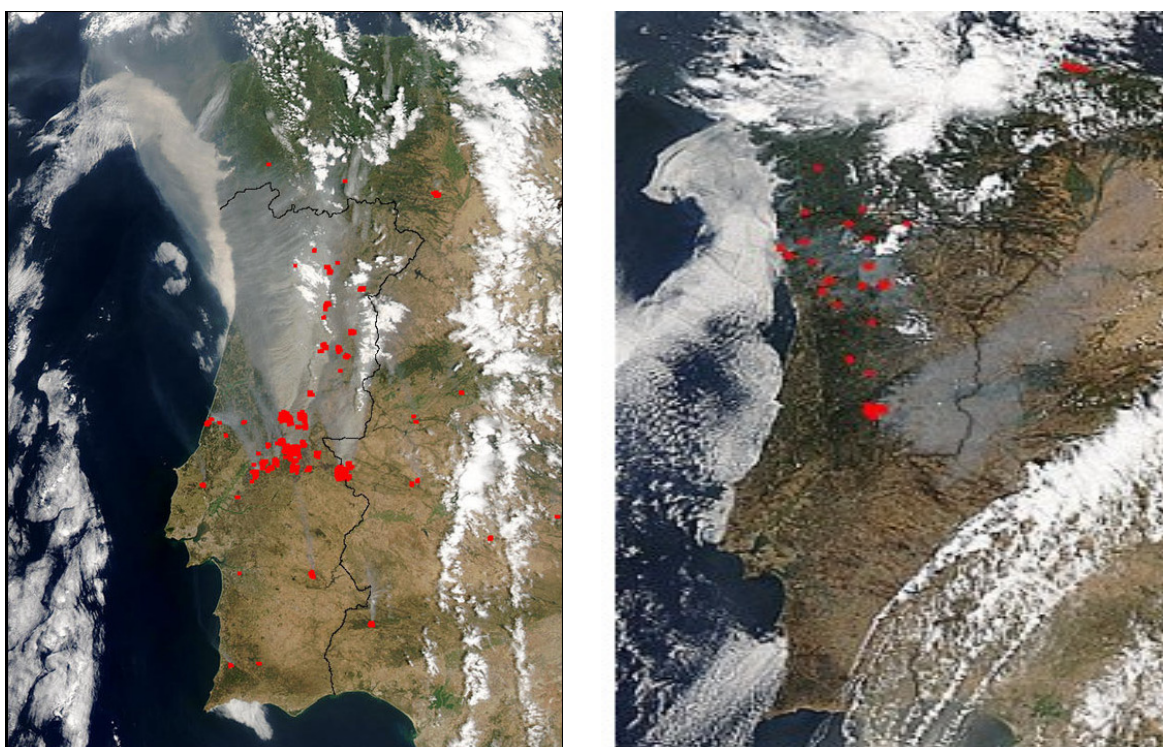


Figura 1.3 Imagens de satélite sobre Portugal 3 de Agosto de 2003 e 16 de Agosto de 2005 [URL2].

Os incêndios florestais são, pois, eventos susceptíveis de causar ou potenciar episódios de poluição fotoquímica e particulada, passíveis de registo nas estações de monitorização da qualidade do ar, em termos de ultrapassagens ao valores-limite (VL). A avaliação do contributo das emissões dos incêndios para os episódios de poluição atmosférica reveste-se de particular importância ao nível do levantamento das causas ou fontes. É possível analisar esta influência dos incêndios florestais no ambiente atmosférico recorrendo à modelação da qualidade do ar.

1.2. Objectivos do trabalho e estrutura da dissertação

O objectivo principal desta dissertação é a avaliação do efeito dos incêndios florestais na qualidade do ar em Portugal, através da estimativa das suas emissões, e sua subsequente integração num sistema de modelação numérica da qualidade do ar. Esse sistema inclui as componentes meteorológica e fotoquímica, simulando o transporte e transformação na atmosfera, à mesoscala. Esta nova ferramenta numérica, que permite o estudo integrado da diminuição da qualidade do ar decorrente dos incêndios florestais, foi aplicada na avaliação da qualidade do ar no período crítico de incêndios florestais no triénio 2003-2005.

No Capítulo introdutório apresenta-se o fogo e os seus efeitos, principalmente os que se referem ao ambiente atmosférico, menciona-se a problemática dos incêndios florestais em Portugal. No Capítulo 2, atendendo à importância, apresenta-se um levantamento das épocas de incêndios que cobre, desde aspectos de âmbito nacional, até à distribuição por distrito dos grandes incêndios, bem como a análise dos dados de monitorização da qualidade do ar em Portugal. A estimativa de emissões constitui um ponto fulcral desta dissertação, pois viabiliza a inclusão da contribuição dos fogos no sistema de modelação da qualidade do ar (Capítulo 3). O Capítulo 4 apresenta o sistema de modelação LOTOS-EUROS e a descrição e integração do módulo de cálculo das emissões no sistema de modelação. A aplicação desta ferramenta numérica permitiu avaliação do impacto dos incêndios florestais na qualidade do ar (Capítulo 5). Por fim, apresentam-se as considerações finais e conclusões (Capítulo 6), relativas quer à ferramenta desenvolvida, quer à problemática das emissões dos incêndios florestais e consequentes impactos na qualidade do ar.

2. INCÊNDIOS FLORESTAIS E QUALIDADE DO AR EM PORTUGAL

Portugal tem sido fustigado nos últimos anos por incêndios florestais de proporções consideráveis, que destroem uma parte importante do património florestal do país. Para uma melhor percepção da dimensão do fenómeno dos incêndios florestais em Portugal, apresentam-se na Figura 2.1 os dados relativos à área ardida, expressa em termos de povoamentos florestais e matos, e ao número de incêndios ocorridos entre os anos de 1980 e de 2005.

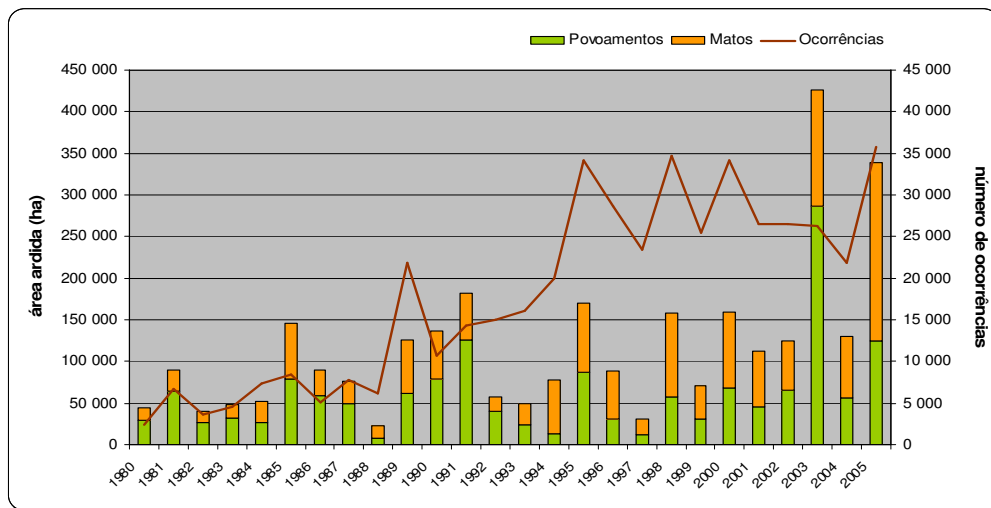


Figura 2.1 Área ardida de povoamentos florestais e matos e número de ocorrências durante o período 1980-2005, em Portugal [DGRF, 2006].

Em Portugal, tal como noutros países do Sul da Europa, o aumento da frequência, dimensão e intensidade de incêndios florestais nos últimos anos, tem vindo a gerar preocupação, em particular no seio das comunidades médica e científica. Os anos de 2003 e 2005 foram particularmente críticos, ainda que por diferentes motivos. Em 2003 registaram-se valores de área ardida elevados durante os meses de Verão enquanto que, 2005 se caracterizou pelo elevado número de ocorrências. Nas imagens de satélite apresentadas na Figura 2.2 é possível visualizar as regiões afectadas pelos incêndios

florestais que assolaram Portugal durante o período de Verão nos anos de 2003, 2004 e 2005.

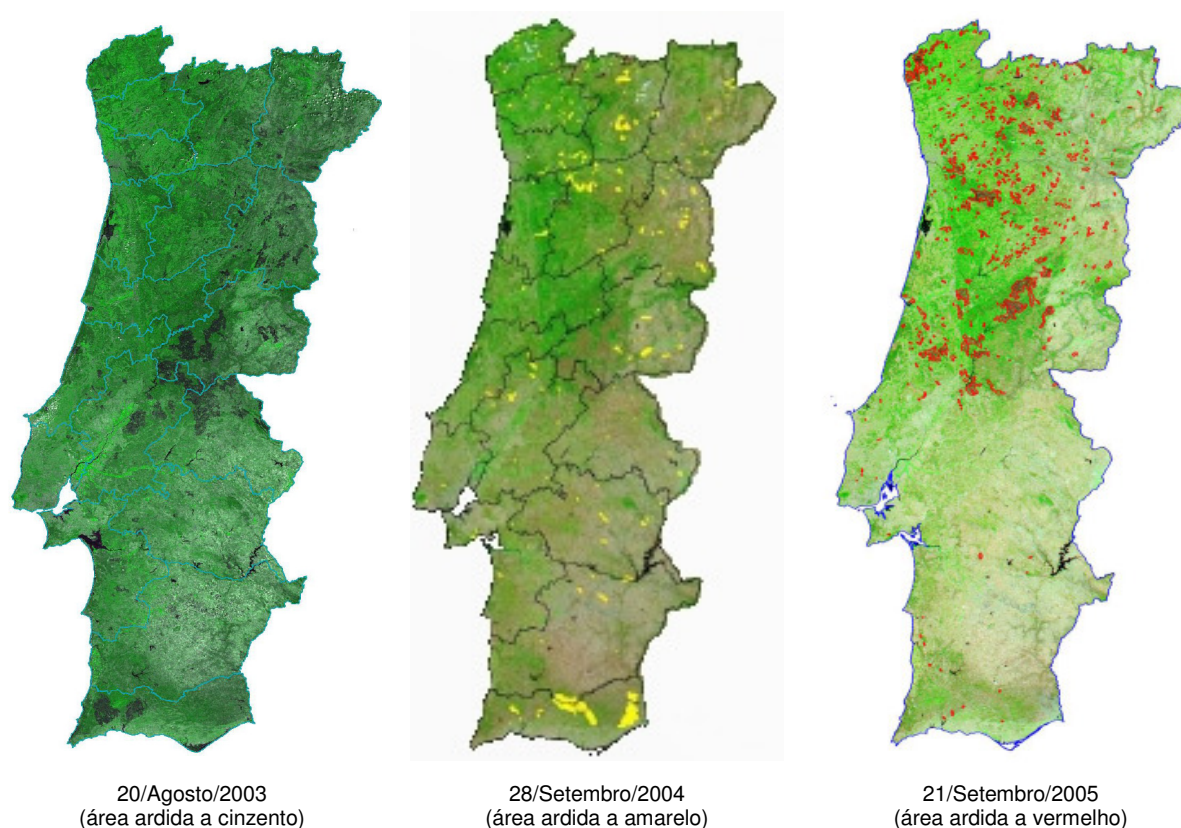


Figura 2.2 Imagens de satélite (MODIS) evidenciam as áreas ardidas em 2003, 2004 e 2005 [URL2].

Neste Capítulo são caracterizados os anos 2003, 2004 e 2005 em termos de incêndios florestais, nomeadamente os números, os mapas e alguns parâmetros estatísticos, com vista à produção de informação útil, indicativa não só de evidências, como de perfis e tendências do panorama nacional face a esta problemática. Destaca-se que a informação aqui apresentada se afigura de particular relevância para a determinação das emissões dos poluentes resultantes da actividade dos incêndios florestais, e posterior avaliação do contributo destas para a degradação da qualidade do ar, e impactes associados.

2.1. Inventário de incêndios florestais

O inventário dos incêndios florestais de 2003-2005 [DGRF, 2006] reúne informações relativas a cada uma das ocorrências detectadas pelas entidades e meios responsáveis, nomeadamente, Centros de Coordenação Operacionais (CCO), Corpo Nacional da Guarda Florestal (CNGF) e ainda através do número de emergência para a protecção da floresta contra incêndios (117).

A informação existente na base de dados nacional de apuramento de incêndios encontra-se organizada por ocorrência. Assim, para cada incêndio florestal ou fogacho (incêndios florestais cuja área ardida é inferior a 1 ha) é identificada: a localização geográfica do ponto de ignição, em termos de coordenadas e em termos de unidades administrativas (local, freguesia, concelho, distrito); a localização temporal, data/hora de alerta e data/hora da extinção do incêndio; e as áreas ardidadas, distintamente classificadas em povoamentos e matos (públicos e privados). É também disponibilizada informação adicional, relativa à causa da ocorrência e fonte de alerta, quando estas foram apuradas, bem como a eventualidade de reacendimentos, quando tal se verifica (ver Anexo A). Estes e outros parâmetros constam do inventário, e encontram-se enumerados na Tabela 2.1, a título de exemplo, para uma ocorrência registada em 28 de Julho no distrito de Castelo Branco.

Tabela 2.1 Parâmetros do inventário nacional de incêndios florestais [DGRF, 2006].

Parâmetro	Tipo de informação	Exemplo
Localização Geográfica	X, Y	240587, 334854
	Distrito, Concelho, Freguesia, Local	Castelo Branco, Castelo Branco, Alameda, Ribeira de Eiras
	NUT	PT12090102
Alerta	Data, Hora	28-07-2003, 2:30
	Fonte	CCO
	Causa	Desconhecida
Extinção	Data, Hora	02-08-2003, 5:30
Combate	Primeira intervenção	-
	Reacendimentos	-
Área ardida (ha)	Matos (Públicos/Privados)	450
	Povoamentos (Públicos/Privados)	4660
	Total Florestal	5110
	Agrícola	155

- Informação não apurada

Em 2003, Portugal enfrentou a pior época de incêndios florestais de sempre, durante a qual a área ardida superou largamente a média registada nas últimas décadas [EC, 2004]. Para uma melhor percepção da dimensão dos incêndios florestais em 2003, apresentam-se seguidamente alguns dados globais, relativos ao número de ocorrências e à área ardida. No período de 1 de Janeiro a 31 de Dezembro foram contabilizados em Portugal continental um total de 26 196 ocorrências, das quais 5 307 foram incêndios florestais e 20 889 fogachos. Os incêndios florestais foram responsáveis pelo consumo de 413 290 ha de área florestal, dos quais 67 % e 33 % corresponderam a povoamentos e matos, respectivamente.

Ainda, segundo dados da DGF, o ano de 2003 ficou marcado pela perda de 8,6 % da área total da floresta portuguesa, o que representa um valor quatro vezes superior à média anual da década de 90. A área ardida em povoamentos florestais foi superior ao dobro da área dos matos, e foi cinco vezes maior que a média dos últimos cinco anos (1998-2002) [DGF, 2003].

Após 2003, um ano avassalador para a floresta portuguesa em termos de área ardida, 2004 foi um ano menos catastrófico, embora o risco em termos de condições meteorológicas tenha sido igualmente elevado, nos dois primeiros meses de Verão, Junho e Julho [EC, 2005]. Neste ano, os valores contabilizados foram 15 520 ocorrências (4 960 incêndios florestais e 10 560 fogachos), e uma área ardida de 150 261 ha [DGRF, 2004]. Apesar das condições meteorológicas desfavoráveis, particularmente patentes nos meses de Junho e Julho, a extensão da área ardida foi inferior à de 2003, e inferior também à média dos últimos 10 anos. O número de fogos foi, relativamente a 2003, e à média dos últimos 10 anos, também inferior [EC, 2005].

Portugal sofreu entre o fim de 2004 e no ano de 2005 um período de seca intensiva. Durante onze meses consecutivos a quantidade de chuva foi quase insignificante ou muito abaixo dos valores normais. Esta situação contribuiu para a redução de humidade dos combustíveis florestais, conduzindo a um aumento do risco de ignição e de propagação do fogo. No fim de Agosto de 2005, 71 % do território nacional foi classificado como em condições de seca extrema e 29 % como seca severa [EC, 2006]. Estas situações agrestes contribuíram para o número mais elevado de ignições de fogo desde 1980 (primeiro ano do levantamento de dados). Registaram-se 35 386 ocorrências (dos quais 27 519 eram fogachos) que consumiram 338 259 ha de floresta. Quando comparado com a média dos dez últimos anos, os dados afiguram um aumento de 32 % no número dos fogos e um aumento de 77 % da área ardida [EC, 2006].

Os números que traduzem a severidade e frequência dos incêndios florestais em Portugal no triénio 2003-2005 encontram-se na Tabela 2.2, em termos totais e para os grandes incêndios florestais. Entende-se por grande incêndio florestal uma ocorrência cuja área ardida seja superior a 100 ha.

Tabela 2.2 Área ardida e número de ocorrências em 2003, 2004 e 2005 [DGRF, 2006].

Ano		2003	2004	2005
Área ardida (ha)	Total	413 290	150 261	338 259
	Grandes Incêndios	395 641	109 230	287 668
Número de ocorrências	Total	26 196	15 520	35 386
	Grandes Incêndios	253	203	422

A severidade das chamas que fustigou as áreas florestais no triénio 2003-2005 afectou de um modo desigual as diferentes regiões de Portugal Continental. A Figura 2.3 ilustra a variabilidade espacial de incidência de grandes incêndios florestais, salientando-se a particular incidência em determinadas regiões.

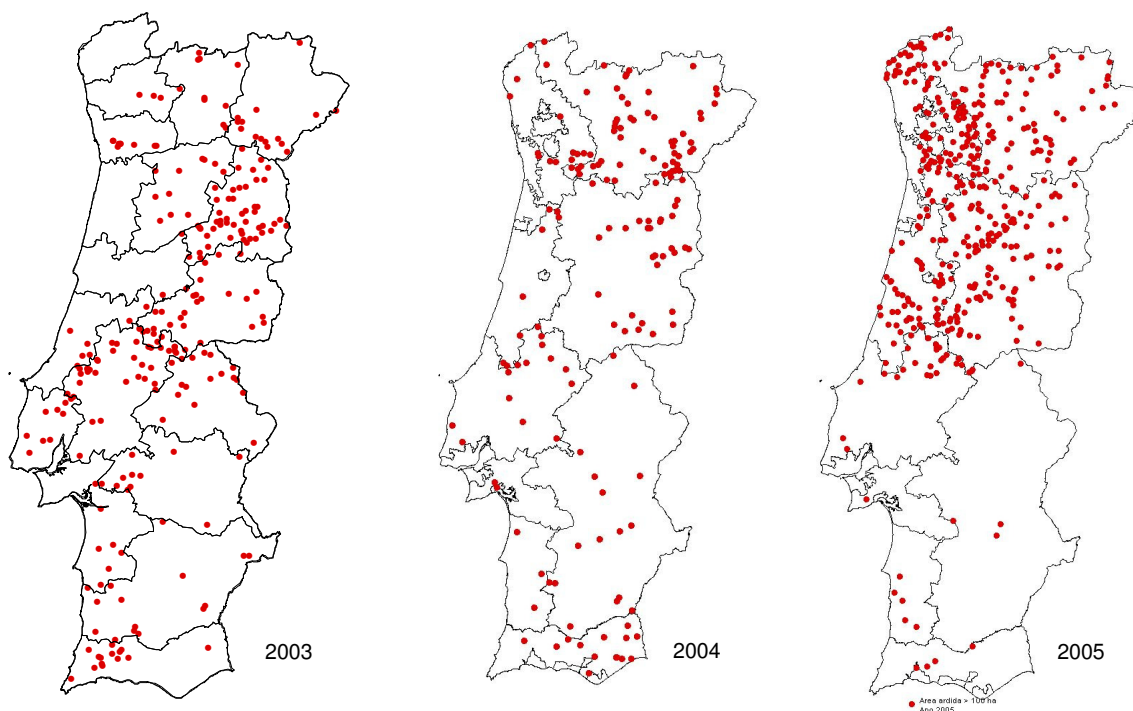


Figura 2.3 Distribuição espacial dos grandes incêndios florestais, ocorridos em 2003, 2004 e 2005 [DGRF, 2006].

Assiste-se nos mapas apresentados na Figura 2.3 a uma distribuição espacial dos grandes incêndios florestais distinta em cada um dos anos. É evidente que em 2005 este

tipo de ocorrências afectou com maior incidência as regiões Norte e Centro de Portugal; em 2003 é notória a identificação de duas regiões particularmente afectadas, Centro interior e Algarve; em 2004 verifica-se uma distribuição uniforme de grandes incêndios sob o território continental.

2.1.1. Grandes incêndios florestais

Depois de apresentados os dados disponibilizados pela Direcção Geral dos Recursos Florestais (DGRF) no inventário, e tecidas algumas considerações, é oportuno focalizar a atenção ao nível dos grandes incêndios, cuja representatividade se torna importante, em termos de poluição atmosférica. Os grandes incêndios florestais no período de 2003 a 2005 ocorreram durante os meses de Verão, e mais propriamente entre Junho e Setembro. Na Figura 2.4 apresenta-se a distribuição mensal por área ardida e número de ocorrências.

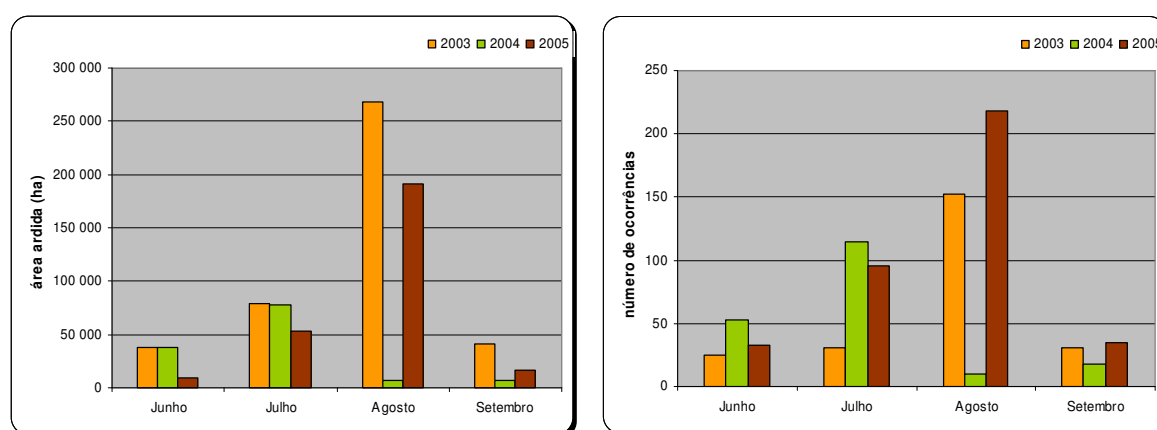


Figura 2.4 Distribuição mensal da área ardida e do número de incêndios florestais ocorridos em 2003-2005, com área superior a 100 ha [DGRF, 2006].

O mês de Agosto nos anos 2003 e 2005 evidenciou-se como o mês em que os valores de área ardida e número de ocorrências foram os mais elevados. Estes dois parâmetros não estão, no entanto, directamente relacionados. Por oposição, no ano 2004 os grandes incêndios aconteceram de forma mais atenuada ao longo dos meses de Verão, tendo-se registado no mês de Agosto um reduzido número de ocorrências e de área ardida, bastante inferiores aos valores normais, como consequência das condições meteorológicas verificadas. O facto de em Junho de 2004 se terem registado temperaturas muito altas, que excederam a média mensal dos últimos 30 anos, em

algumas das regiões do Sul do país levou a um valor de área ardida neste período de 42 876 ha, superior três vezes à média dos últimos 10 anos para o mesmo mês. As condições meteorológicas agravaram-se em Julho, particularmente entre 22 e 30 Julho, quando Portugal foi assolado por uma massa de ar muito seco proveniente do Norte de África, arrastando com ela uma grande nuvem de areia fina do deserto de Saara. Esta causa natural ocasionou dificuldades ao nível da detecção de fogo. A área ardida total em Setembro era cerca de metade da média mensal dos últimos 10 anos, sendo que em Agosto se registaram valores atípicos de área ardida, francamente baixos, reflexo das temperaturas anormalmente baixas face à média dos últimos anos [EC, 2005].

O território nacional não foi atingido uniformemente pelas chamas; em termos de ocorrências e de área ardida, é notória a propensão, não só para a ignição, mas também para a propagação da frente de fogo em determinadas localizações mais vulneráveis. Factores como, a orografia, o clima, o ordenamento do território, a presença humana, a disponibilidade de meios de combate, entre outros, acabam por condicionar os prejuízos em termos de áreas ardidas, e consequentemente em termos dos efeitos associados. A Figura 2.5 apresenta a distribuição, por distrito, de áreas ardidas nos grandes incêndios e respectivo número de ocorrências para os anos 2003, 2004 e 2005 (para informação detalhada consultar o Anexo B).

Castelo Branco é o distrito que registou o maior valor de área ardida acumulada, seguindo-se os distritos de Santarém e Faro. Se o critério de análise se basear no número de ocorrências acumuladas, verifica-se que é o distrito de Castelo Branco que apresenta o valor mais elevado, seguindo-se o da Guarda e o de Viseu.

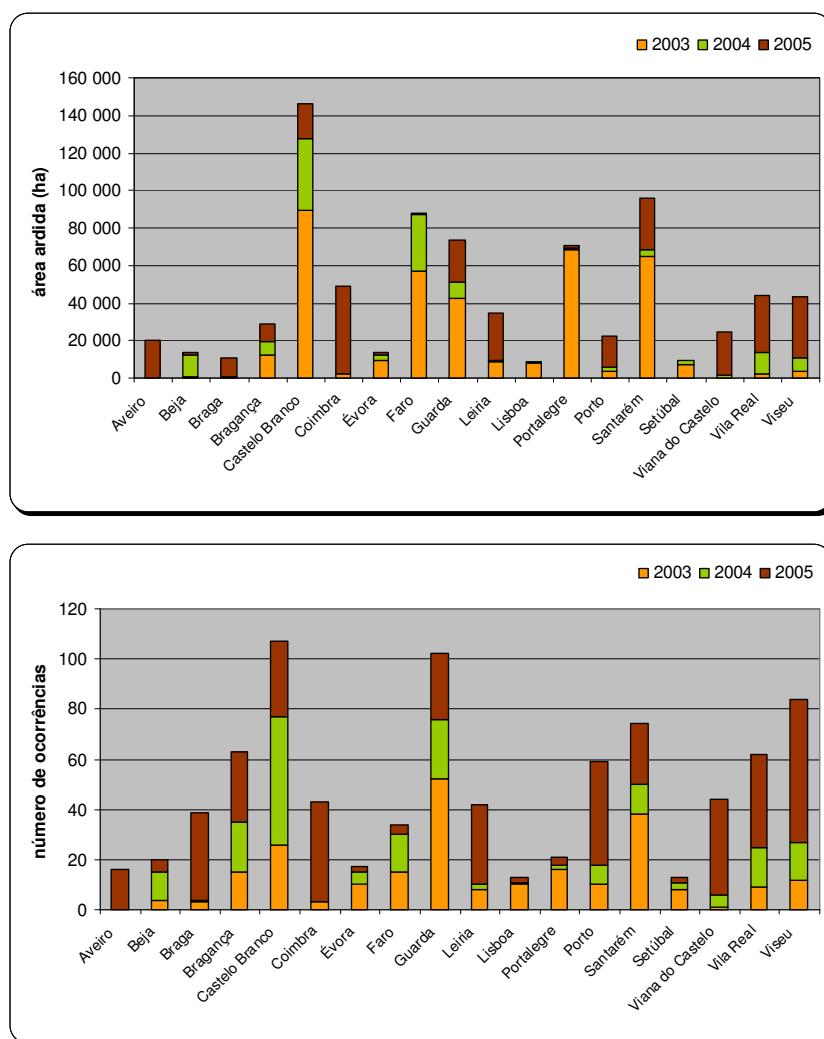


Figura 2.5 Distribuição distrital da área ardida e do número de incêndios florestais, com área superior a 100 ha em 2003, 2004 e 2005 [DGRF, 2006].

Para uma visualização geográfica das regiões mais afectadas pelos grandes incêndios florestais, apresenta-se na Figura 2.6 a distribuição espacial das ocorrências registadas em 2003, 2004 e 2005, em termos de área ardida.

A análise da Figura 2.6 permite destacar as zonas mais afectadas, em termos de área ardida: em 2003, na região da Beira Baixa (Castelo Branco) e Algarve (Serra de Monchique); em 2004, o Sul do país (distrito de Faro); em 2005, a região Centro e Norte interior do país.

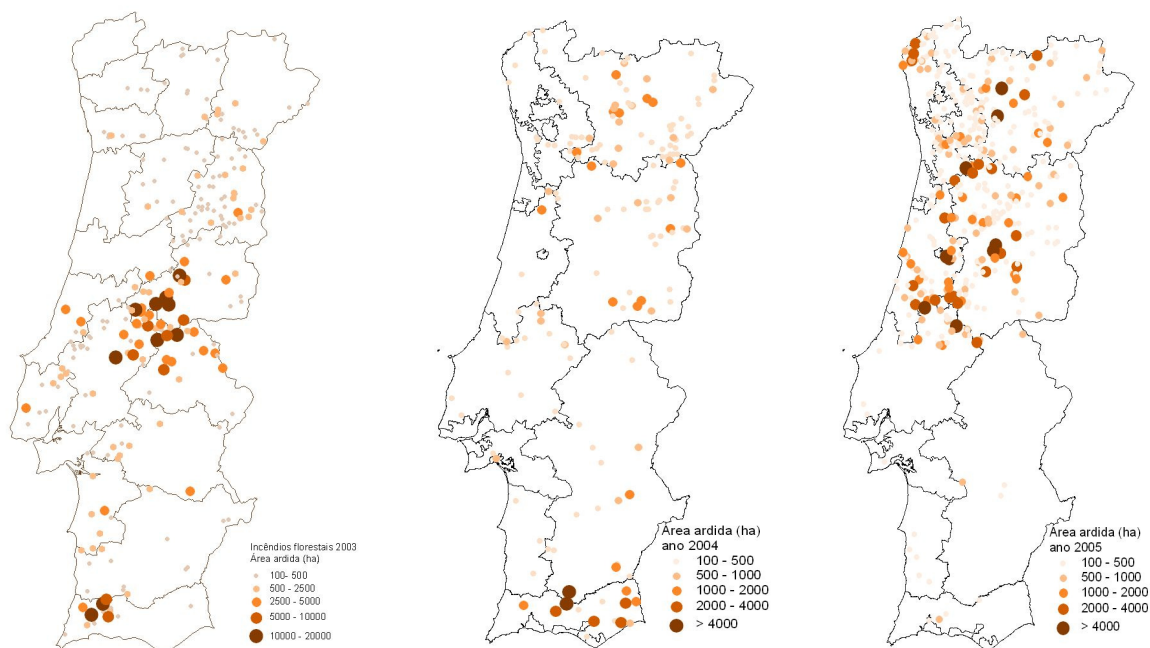


Figura 2.6 Distribuição espacial da área ardida dos incêndios florestais, ocorridos em 2003, 2004 e 2005, com área superior a 100 ha [DGRF, 2006].

É fundamental que, no conjunto das ocorrências registadas, seja reconhecida a importância dos grandes incêndios. Não só pela fatalidade que muitas vezes lhe está associada, já que em 2003 e 2005 se registaram 20 e 16 vítimas mortais, respectivamente, mas também pelos impactos que causam ao nível da deterioração da qualidade do ar, o que muitas vezes se traduz na exposição humana a elevados níveis de poluição. A Figura 2.7 permite perceber a preponderância dos incêndios florestais em função da respectiva dimensão.

Conclui-se que a um aumento extraordinário do número de pequenos incêndios (área ardida até 10 hectares) não tem correspondido um aumento de área ardida por incêndio dessa dimensão, o que demonstra uma melhor eficácia no combate a este tipo de incêndios. Por outro lado, os incêndios cuja área ardida é superior a 100 hectares são a componente mais significativa da área ardida total, tendo representado 93,1% da área ardida em 2003 e 85,1 % da área ardida de 2005, correspondendo a um número de ocorrências relativamente reduzido (inferior a 1% do total) [DGRF, 2006].

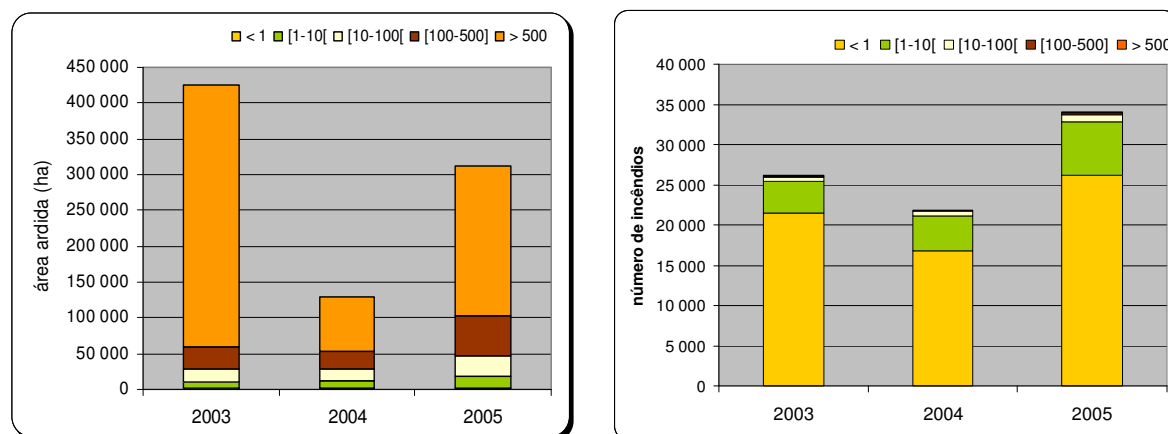


Figura 2.7 Dimensão dos incêndios florestais, ocorridos em 2003, 2004 e 2005, em função da área ardida e do número de ocorrências [DGRF, 2006].

2.2. Monitorização da qualidade do ar

A preservação de uma boa qualidade do ar ambiente tem sido, desde o início dos anos 80, uma preocupação prioritária no quadro directivo da União Europeia (UE). Com o objectivo de controlar e minorar os efeitos da poluição atmosférica sobre a saúde humana e o ambiente, têm vindo a ser adoptadas desde há vários anos medidas legislativas, tanto a nível comunitário como a nível nacional.

A pedra angular é a Directiva nº 96/62/CE, de 27 de Setembro, relativa à qualidade do ar ambiente e designada por Directiva-Quadro (DQ), por definir os princípios básicos de uma estratégia da UE relativa à qualidade do ar ambiente, com o objectivo de harmonizar os procedimentos de avaliação e de informação ao público e de preservar/melhorar a qualidade do ar ambiente.

A DQ estipula, no seu artigo 8º, que os Estados-Membros devem estabelecer a lista das zonas e aglomerações em que os níveis de um ou mais poluentes sejam superiores ao VL acrescido da margem de tolerância (MT) ou ao VL quando a MT não tenha sido fixada ou não se aplique. O conceito de zonas e aglomerações impõe uma divisão do país em partes de território, à escala das quais é monitorizada e avaliada a qualidade do ar. Zona é uma parte do território dos Estados-membros, delimitada por eles próprios; e aglomeração uma parte do território caracterizada por uma concentração de população superior a 250 000 habitantes ou, quando a concentração da população for inferior ou igual a 250 000 habitantes, por uma densidade populacional por quilómetro quadrado que

justifique que os Estados-membros avaliem e giram a qualidade do ar ambiente (artigo 2º).

Um exemplo da aplicabilidade real desta directiva consiste na rede nacional de monitorização da qualidade do ar, constituída por redes regionais (Norte, Centro, Lisboa e Vale do Tejo, Alentejo e Algarve). A rede de monitorização da qualidade do ar é constituída por estações que podem ser classificadas de acordo com o tipo de influência, em termos de fontes de emissão, em três tipos: industrial, tráfego e fundo.

Como o que se pretende averiguar no presente trabalho é a influência dos incêndios florestais nos níveis de poluentes atmosféricos, são consideradas unicamente as estações de fundo, uma vez que este tipo de estação não reflecte a influência de um tipo de fonte de emissão em particular, mas antes o contributo global das diferentes fontes existentes na área de influência (Figura 2.8). As estações de fundo podem localizar-se em diferentes ambientes: urbano, suburbano e rural.

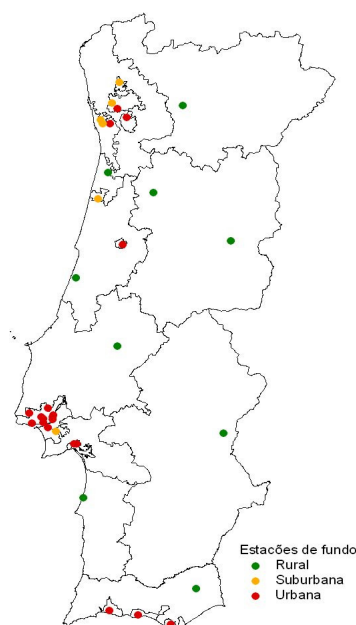


Figura 2.8 Distribuição espacial das estações de fundo da rede de monitorização da qualidade do ar.

Na Tabela 2.3 apresentam-se as estações de fundo da rede de monitorização, operacionais no período de 2003-2005, e respectiva caracterização em termos do tipo de localização, zona ou aglomeração, e distrito.

Tabela 2.3 Localização das estações de fundo da rede nacional de monitorização da qualidade [URL3].

Estação	Zona/Aglomeração	Distrito	Tipo de ambiente	Poluentes	
				O ₃	PM ₁₀
Senhora do Minho	Norte Litoral	Viana do Castelo	Rural	✓	✓
Horto	Braga	Braga	Suburbana	✓	✓
Calendário	Vale do Ave	Braga	Suburbana	✓	✓
Santo Tirso	Vale do Ave	Porto	Urbana	✓	✓
Centro de Lacticínios	Vale do Sousa	Porto	Urbana	✓	✓
Ermesinde	Porto Litoral	Porto	Urbana	✓	✓
Leça do Balio	Porto Litoral	Porto	Suburbana	✓	✓
Vila Nova da Telha	Porto Litoral	Porto	Urbana	✓	✓
Lamas de Olo	Norte Interior	Vila Real	Suburbana	✓	✓
Estarreja-Avanca	Zona de influência de Estarreja	Aveiro	Rural	✓	✓
Ílhavo	Aveiro/Ílhavo	Aveiro	Suburbana	✓	✓
Instituto Geofísico	Coimbra	Coimbra	Urbana	✓	✓
Fornelo do Monte	Centro Interior	Viseu	Rural	✓	✓
Fundão	Centro Interior	Castelo Branco	Rural	✓	✓
Ervedeira	Centro Litoral	Leiria	Rural	✓	✓
Chamusca	Vale do Tejo e Oeste	Santarém	Rural	✓	✓
Alfragide-Amadora	AML Norte	Lisboa	Urbana	✓	✓
Beato	AML Norte	Lisboa	Urbana	✓	
Chelas	AML Norte	Lisboa	Urbana	✓	✓
Loures	AML Norte	Lisboa	Urbana	✓	✓
Mem-Martins	AML Norte	Lisboa	Urbana	✓	✓
Olivais	AML Norte	Lisboa	Urbana	✓	✓
Quinta do Marquês	AML Norte	Lisboa	Urbana	✓	✓
Reboleira	AML Norte	Lisboa	Urbana	✓	✓
Restelo	AML Norte	Lisboa	Urbana	✓	✓
Paio Pires	AML Sul	Lisboa	Urbana	✓	✓
Arcos	Setúbal	Setúbal	Urbana	✓	
Camarinha	Setúbal	Setúbal	Urbana	✓	✓
Monte Velho	Alentejo Litoral	Setúbal	Rural	✓	✓
Terena	Alentejo Interior	Évora	Rural	✓	✓
Joaquim Magalhães	Faro/Olhão	Faro	Urbana	✓	✓
Malpique	Albufeira/Loulé	Faro	Urbana	✓	✓
Pontal	Portimão/Lagoa	Faro	Urbana	✓	✓
Cerro	Algarve	Faro	Rural	✓	✓

A análise da Figura 2.8 e da Tabela 2.3 permite verificar que não existe uma cobertura distrital uniforme em termos de estações de fundo. Sem qualquer estação, surgem os distritos de Bragança e Beja. Em termos de predominância de localização, constata-se que é nas aglomerações Área Metropolitana de Lisboa (AML) Norte, AML Sul, Porto Litoral e Setúbal, que se regista o maior número de estações (todas com pelo menos três estações). De referir ainda, que nem todas as estações estavam em funcionamento nos três anos em análise.

Os dados de qualidade do ar medidos nas estações das redes de monitorização são disponibilizados ao público na base de dados *on-line* sobre qualidade do ar do Instituto do Ambiente (IA), actualmente Agência Portuguesa do Ambiente (APA), para os poluentes PM₁₀, O₃, e outros [URL3]. Uma análise prévia dos valores medidos permitiu identificar, as PM₁₀ e o O₃ como os poluentes problemáticos ao nível da qualidade do ar.

2.2.1. Diagnóstico

O diagnóstico da qualidade do ar consistiu na avaliação do cumprimento dos requisitos legais, tendo por base o DL n.º 111/2002 de 16 de Abril, que regulamenta os VL de PM₁₀ no ar ambiente, e o DL n.º 320/2003 de 20 de Dezembro que define os limiares de informação (LI) e de alerta (LA) para o O₃ (Tabela 2.4). O VL é um nível fixado com o intuito de evitar, prevenir ou reduzir os efeitos nocivos sobre a saúde humana e/ou o ambiente na sua globalidade, susceptível de ser atingido num prazo determinado e que, quando atingido, não deverá ser excedido; o LI é o nível acima do qual a exposição de curta duração acarreta riscos para a saúde humana de grupos particularmente sensíveis da população e a partir do qual é necessária a divulgação pública da informação horária actualizada; o LA é o nível acima do qual a exposição de curta duração acarreta riscos para a saúde humana e a partir do qual as entidades responsáveis tomarão medidas imediatas.

Tabela 2.4 Valores limite legislados dos poluentes para protecção da saúde humana.

Poluente	Período de referência	Parâmetro	Valor legislado	Enquadramento legal
PM ₁₀	Diário	VL (µg.m ⁻³)	50	DL n.º 111/2002 de 16 de Abril
		MT (µg.m ⁻³)	+10	
			(2003)	
			+5	
			(2004)	
			+0	
			(2005)	
O ₃	Horário	LI (µg.m ⁻³)	180	DL n.º 320/2003 de 20 de Dezembro
		LA (µg.m ⁻³)	240	

É com base nos valores apresentados, definidos na legislação em vigor, que se realizou a contabilização das ultrapassagens ocorridas em cada uma das estações de monitorização de qualidade do ar ao longo de 3 anos (2003-2005). O período de análise dos dados é relativo aos meses de Junho a Setembro de cada um dos anos, pois esta é a época crítica em termos de incêndios florestais em Portugal.

No caso das PM_{10} , de acordo com o Anexo X do DL nº 111/2002 de 16 de Abril, a recolha de dados anual deve ser no mínimo de 90 % para que se considere que existe medição em contínuo; no caso do O_3 , o Anexo VII do DL nº 320/2003 de 20 de Dezembro define 90% e 75 % como a percentagem de valores válidos no Verão e no Inverno, respectivamente. No entanto, segundo o Guidance on the Annexes to the Decision 97/101/EC on Exchange of Information as revised by Decision 2001/752/EC for the European Commission [CE, 2002], tendo em conta que a manutenção e calibração dos aparelhos pode representar uma perda de 5 % dos dados, a eficiência mínima anual requerida para se considerar que há monitorização em contínuo é reduzida para 85 %, para as PM_{10} e O_3 , respectivamente. Tendo por base este critério de selecção, foram apuradas as estações de fundo localizadas em Portugal continental que verificavam o cumprimento destes requisitos.

Os gráficos da Figura 2.9 representam as ultrapassagens das PM_{10} e do O_3 , em cada uma das estações de qualidade do ar consideradas no período de Junho-Setembro de 2003.

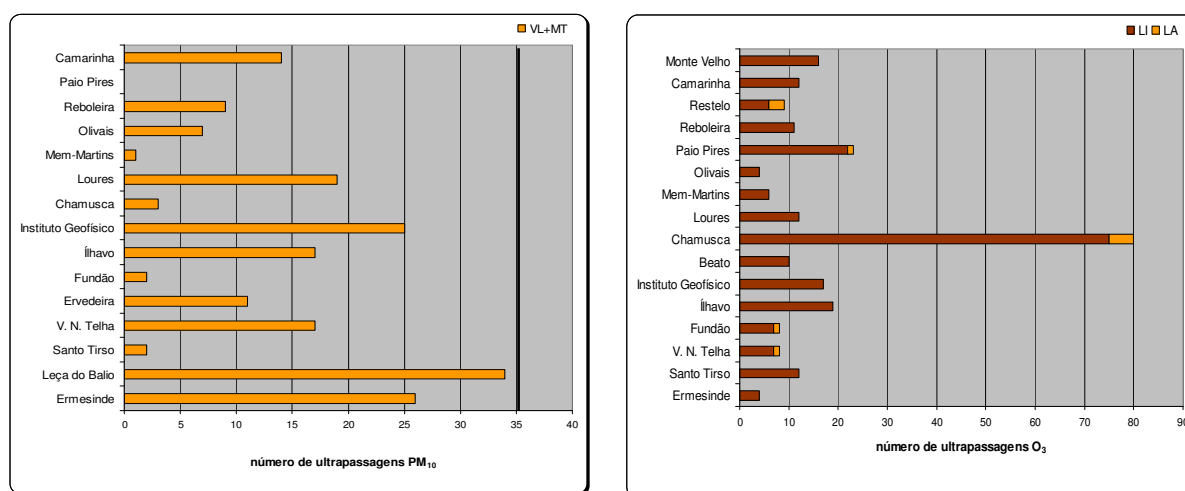


Figura 2.9 Número de ultrapassagens PM_{10} e O_3 registadas nas estações de monitorização de qualidade do ar em Junho-Setembro de 2003.

Em termos de ultrapassagens referentes às PM_{10} , destacam-se as estações de Leça do Balio e de Ermesinde. De referir que 35 é o número máximo anual de ultrapassagens definido no DL nº 111/2002 de 16 de Abril. Relativamente ao O_3 , a estação da Chamusca evidencia-se, sendo aquela que apresenta o maior número de ultrapassagens (75)

relativamente ao LI. O LA foi atingido em cinco das estações de fundo, pelo menos uma vez, designadamente, Chamusca, Paio Pires, Restelo, Fundão e Vila Nova da Telha.

Também para o ano 2004 se realizou o levantamento das situações de incumprimento face aos limites legais, registadas em cada uma das estações de fundo para o período de 1 de Junho a 30 de Setembro, que se apresenta na Figura 2.10.

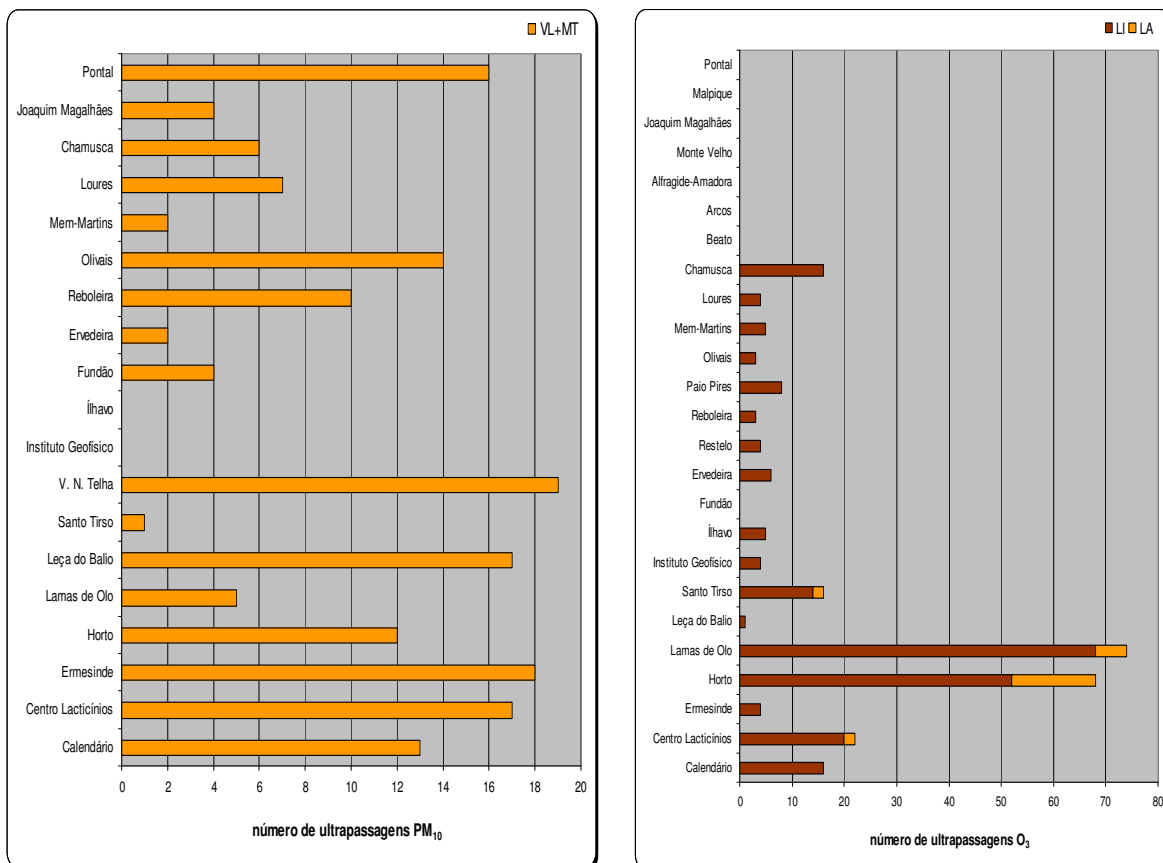


Figura 2.10 Número de ultrapassagens de PM₁₀ e O₃ registadas nas estações de monitorização de qualidade do ar em Junho-Setembro de 2004.

Quanto às ultrapassagens de PM₁₀ as estações de Leça do Balio, Vila Nova da Telha, Centro de Lacticínios e Ermesinde, apresentam um número de ultrapassagens superior a 16, ambas localizadas no Distrito do Porto. De referir que todas as estações consideradas registam ultrapassagens, à excepção das estações de Ílhavo e do Instituto Geofísico de Coimbra.

No caso do O₃, é na estação de Lamas de Olo que se verifica o maior número de ultrapassagens face ao LI, superior a 65, segue-se a estação Horto, com mais de 50

ultrapassagens no período considerado. Em sete das estações, no período de Junho a Setembro de 2004 não se verificou qualquer ultrapassagem ao LI.

Na Figura 2.11 apresenta-se o mesmo tipo de informação, número de ultrapassagens ao VL de PM_{10} e ao LI e LA do O_3 , mas referente ao ano 2005. Os valores revelam que o número de ultrapassagens quer ao VL para as PM_{10} , quer ao LI e ao LA para o O_3 , sofreram um aumento face anos anteriores, devendo-se salientar também o incremento substancial do número de estações disponíveis.

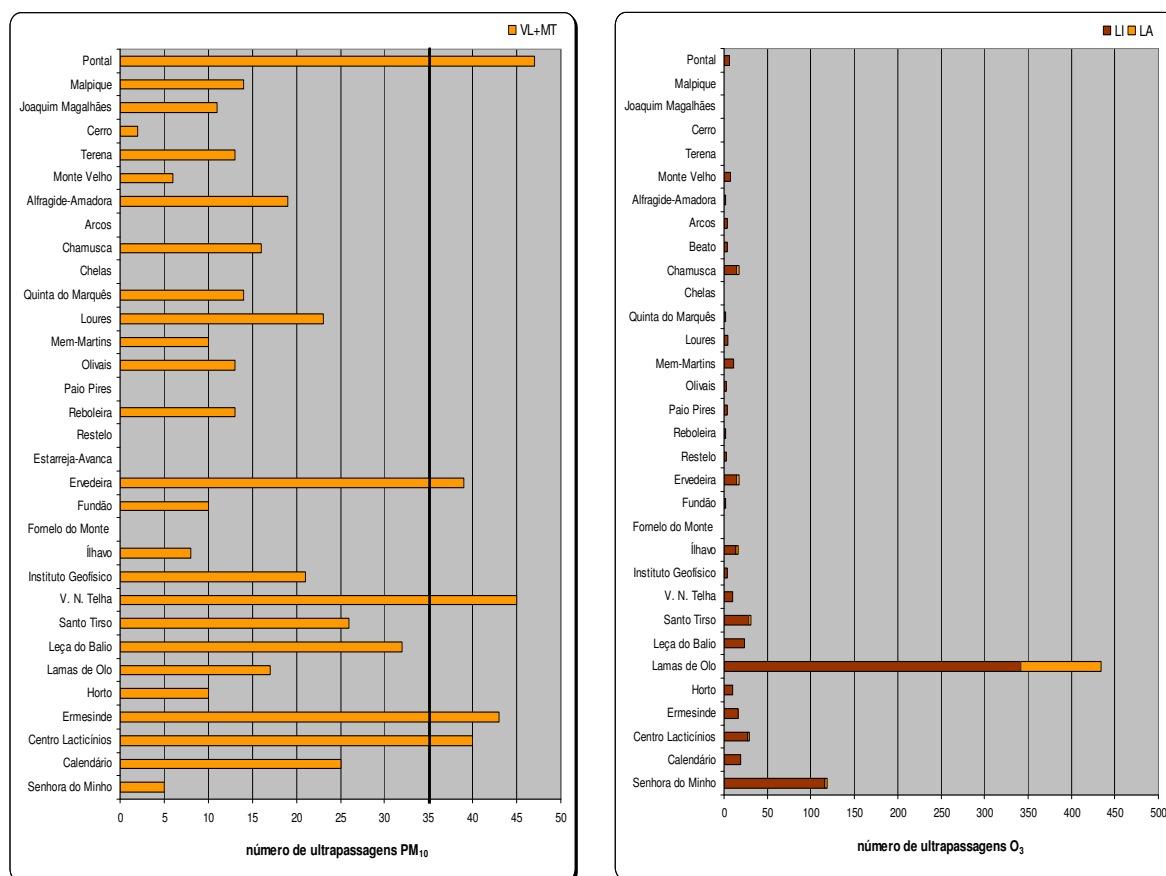


Figura 2.11 Número de ultrapassagens de PM_{10} e O_3 registadas nas estações de monitorização de qualidade do ar em Junho-Setembro 2005.

Em termos de ultrapassagens referentes às PM_{10} , destacam-se as estações de Vila Nova da Telha, Ermesinde, Centro de Lacticínios, Ervedeira e Pontal, todas com mais de 35 ultrapassagens, valor máximo permitido de ultrapassagens anual, que é atingido nas referidas estações no período de Verão.

Relativamente ao O_3 , as estações de Lamas de Olo e Senhora do Minho evidenciam-se como sendo aquelas que apresentam um número de ultrapassagens ao LI elevado. No caso do LA, é também em Lamas de Olo que ele é mais vezes ultrapassado (92).

Em síntese é possível, face aos dados recolhidos, verificar que as PM_{10} e o O_3 são poluentes determinantes ao nível da qualidade do ar monitorizada nas estações de fundo. Os anos 2003 e 2005 apresentaram, globalmente, uma qualidade do ar inferior relativamente a 2004, para os parâmetros considerados. Não deixa de ser pertinente apontar que foi neste anos que se registaram o maior número de ocorrências (2005) e a maior área ardida (2003). As PM_{10} são um poluente relevante ao nível das emissões dos fogos florestais, sendo provável uma relação de causa-efeito entre a ocorrência de incêndios florestais e a poluição atmosférica particulada. Os incêndios constituem também uma fonte de emissão de precursores de O_3 . A metodologia seguinte visa apurar numa primeira abordagem, se existe alguma relação entre os incêndios florestais e os níveis de poluição particulada e/ou fotoquímica.

2.3. Análise estatística

A análise estatística é uma ferramenta matemática que recorre a teorias probabilísticas para a explicação de eventos aleatórios através da obtenção, organização e análise de dados, e da determinação de correlações existentes, com o propósito de produzir a melhor informação possível.

A análise estatística realizada baseou-se nos valores de concentração de poluentes atmosféricos medidos nas redes regionais de qualidade do ar, durante o ano de 2003, e na área ardida e número de incêndios registados ao nível distrital. Focalizaram-se três períodos de análise: anual, Junho a Setembro (JJAS) e apenas o mês de Agosto.

Os valores diários de área ardida distrital foram correlacionados com os valores médios diários de PM_{10} e os máximos diários de O_3 registados em cada uma das estações de monitorização da qualidade do ar. Foram analisadas unicamente as estações de fundo, cuja eficiência de recolha de dados satisfaz os requisitos legais, anteriormente referidos.

Pelo facto da área ardida e do número de incêndios, em termos diários, não apresentarem uma distribuição normal, decidiu-se que coeficiente de correlação de Spearman seria o parâmetro estatístico conveniente.

Primeiramente são apresentados os resultados expressos por estação, e depois por distrito, em termos de média registada nas estações localizadas num dado distrito.

A Figura 2.12 apresenta o coeficiente de Spearman médio, por estação, e para cada período analisado, entre a concentração média diária de PM_{10} e as variáveis área ardida e número de incêndios. Todos os resultados apresentados são estatisticamente significativos a um nível de significância de 5 %. A ausência de alguns valores é devida a correlações não significativas a este nível.

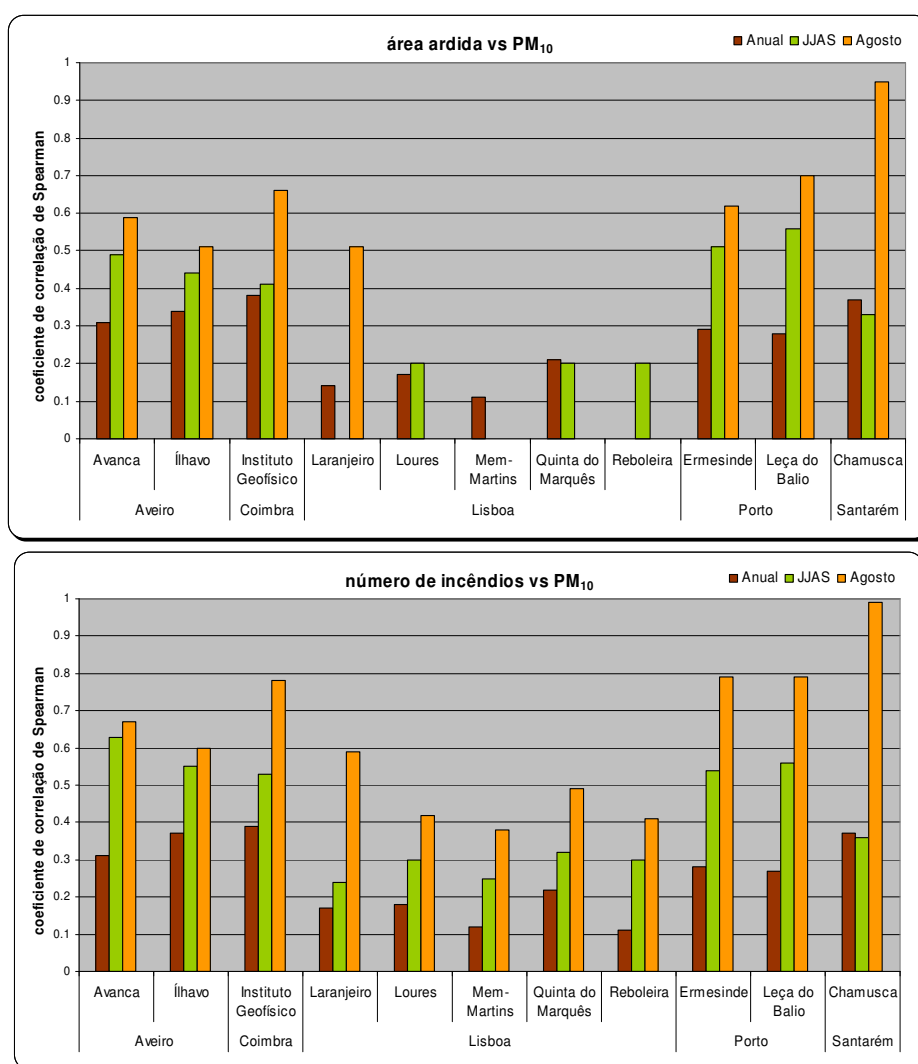


Figura 2.12. Correlação entre a concentração média de PM_{10} , e a área ardida e o número de incêndios por estação, e para cada período analisado.

Relativamente aos resultados para as concentrações médias de PM_{10} , os factores de correlação obtidos variam consoante a estação e o período de tempo analisados,

aumentando significativamente quando a análise passa da base anual para o mês de Agosto, e sendo mais elevados para o número de incêndios. Ao contrário da variável número de incêndios, a variável área ardida apresenta para algumas estações correlações não significativas (estações do distrito de Lisboa).

A correlação máxima com a concentração média de partículas foi estabelecida na estação da Chamusca, que apresenta correlações muito elevadas para o mês de Agosto de 2003, sendo no entanto de notar que apenas estavam disponíveis 7 dias com dados. Com valores de correlação inferiores, mas igualmente satisfatórios para o mês de Agosto, segue-se a estação de Leça do Balio (0,7), em termos de área ardida, e em termos de número de incêndios, destacam-se as estações: Instituto Geofísico, Ermesinde e Leça do Balio. Durante o ano 2003, o mês de Agosto representou o pico de ocorrências de incêndios florestais (35,7 %) e de área ardida (65,7 %) em Portugal, justificando-se assim as melhores correlações obtidas para este período.

Na Figura 2.13 apresentam-se os valores de correlação de Spearman entre a concentração máxima de O_3 e as variáveis: área ardida e o número de incêndios, para cada uma das estações de fundo durante o período temporal considerado (2003).

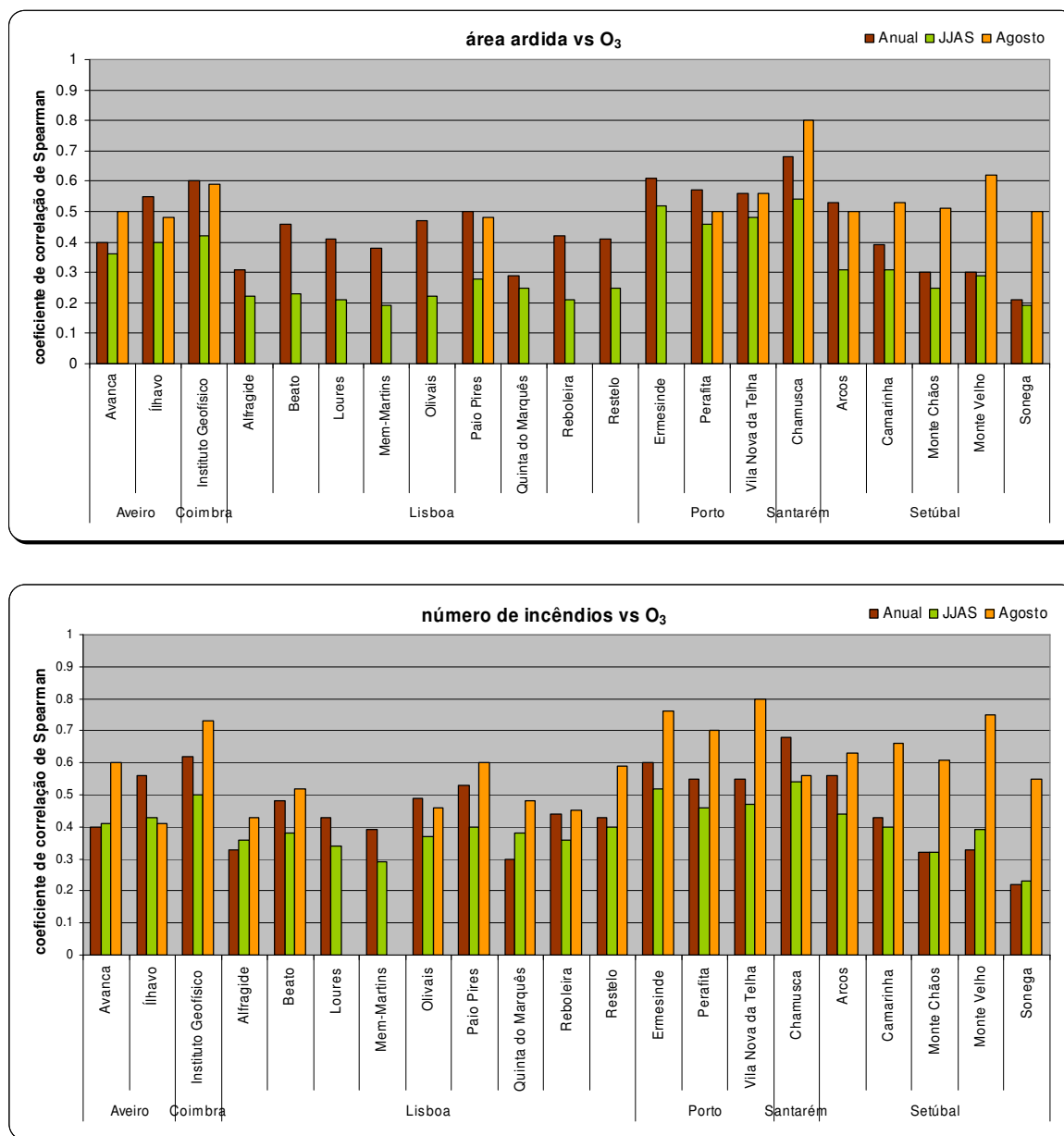


Figura 2.13 Correlação entre a concentração, máxima de O₃, e a área ardida e o número de incêndios, em termos médios, por estação, e para cada período analisado.

Quanto à concentração máxima de O₃, o coeficiente de correlação de Spearman, para o mês de Agosto, varia entre 0,49 e 0,80 quer para a área ardida, quer para o número de incêndios, dependendo da estação. A estação que apresenta valores de correlação mais elevado é novamente a Chamusca, em qualquer um dos períodos considerados, com uma correlação máxima (0,80) para a área ardida no mês de Agosto de 2003. De um

modo geral, as estações apresentam melhores correlações com o número de incêndios. A inexistência de correlações significativas é mais evidente entre a concentração máxima de O_3 e a área ardida, particularmente visível nas estações de Lisboa, esta evidência já se verificava para as PM_{10} .

As estações situadas no distrito de Lisboa são as que apresentam coeficientes de correlação mais baixos, sendo os mais elevados registados nas estações do distrito do Porto. Tal como se verificou para a concentração média de PM_{10} , as estações do distrito do Porto são as que têm melhores correlações.

Visando a obtenção de correlações, estatisticamente significativas ao nível do distrito, analisaram-se seis distritos (Aveiro, Coimbra, Lisboa, Porto, Santarém e Setúbal), para os quais existiam dados de qualidade do ar disponíveis. Foram consideradas várias estações de qualidade do ar por distrito, excepto em Santarém onde apenas se considerou a estação da Chamusca. Na Figura 2.14 apresentam-se os valores de correlação de Spearman médio entre a concentração média diária de PM_{10} , e a concentração máxima diária de O_3 e a área ardida e o número de incêndios, para cada um dos distritos durante o período temporal considerado. Todos os resultados apresentados são estatisticamente significativos a um nível de significância de 5 %.

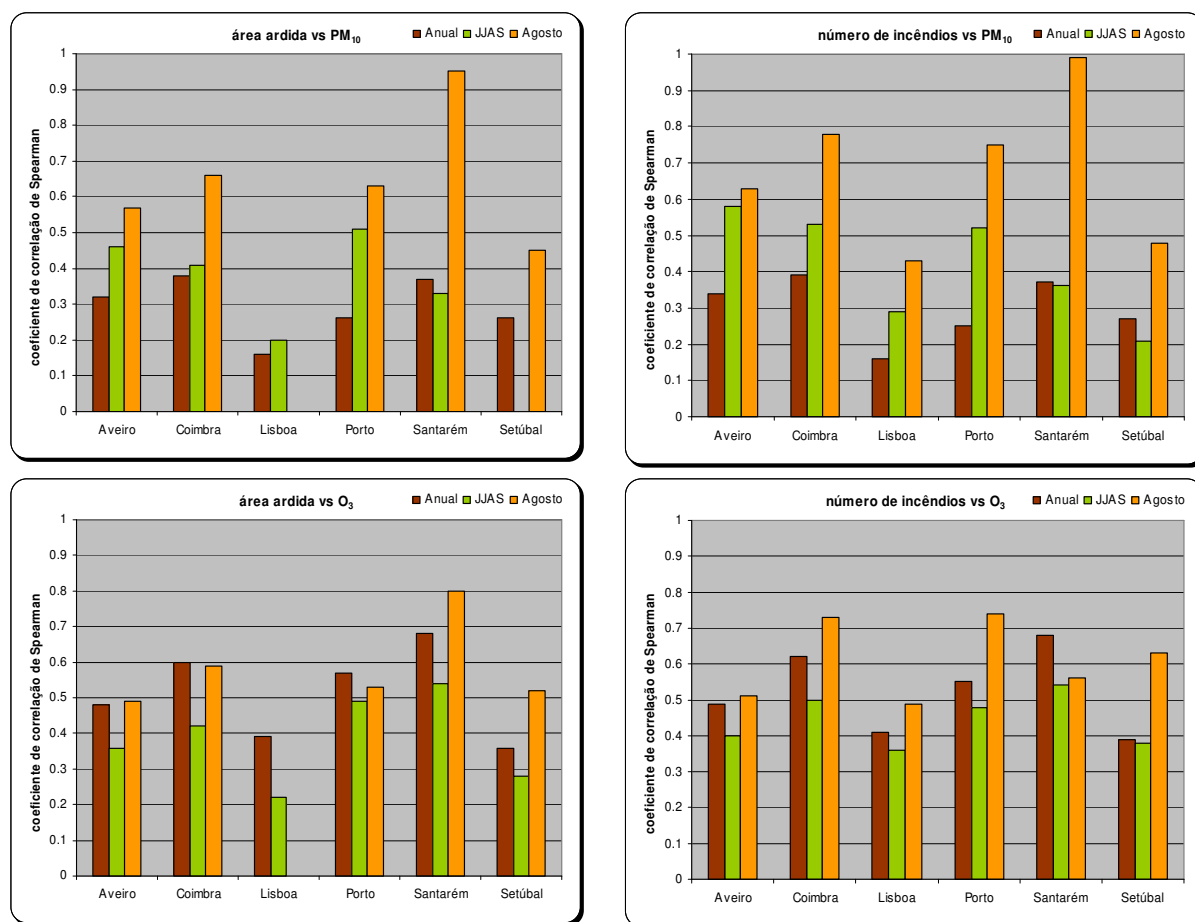


Figura 2.14 Correlação entre a concentração, média diária de PM₁₀ e máxima horária de O₃, e a área ardida e o número de incêndios, em termos médios, por distrito, e para cada período analisado.

A correlação máxima com a concentração média de PM₁₀ foi estabelecida no distrito do Porto, 0,63 para a área ardida e 0,75 para o número de incêndios. O distrito de Santarém apresenta correlações muito elevadas para o mês de Agosto de 2003. Todos os distritos apresentam melhores coeficientes de correlação entre concentração média de PM₁₀ e o número de incêndios.

Relativamente à concentração máxima de O₃, o coeficiente de correlação de Spearman, para o mês de Agosto, varia entre 0,49 e 0,80 para a área ardida e entre 0,49 e 0,73 para o número de incêndios, dependendo do distrito. O distrito de Santarém apresenta a correlação máxima (0,80) para a área ardida no mês de Agosto de 2003. Todos os distritos apresentam melhores correlações com o número de incêndios, excepto Santarém.

Os resultados obtidos permitem concluir que existem correlações estatisticamente significativas entre os níveis de poluentes na atmosfera e os incêndios florestais. As correlações para a concentração média de PM_{10} são, no entanto, superiores às obtidas para a concentração máxima de O_3 ; superiores são também para o número de incêndios, em detrimento da área ardida.

3. EMISSÕES DOS INCÊNDIOS FLORESTAIS

Os produtos da emissão variam com o tipo de combustível florestal consumido e o seu teor em humidade, a intensidade do fogo ou a quantidade de energia libertada, e outros factores como a humidade do ar e a velocidade do vento. Assim, para estimar a taxa de emissão de um poluente, têm de ser conhecidas variáveis como a carga de combustível, a eficiência de combustão e o factor de emissão.

Neste Capítulo apresenta-se a metodologia de estimativa das emissões dos incêndios florestais ocorridos no triénio 2003-2005, em Portugal continental. O seu desenvolvimento foi precedido de uma revisão do estado da arte da modelação das emissões dos incêndios florestais. A este nível, são explicitados três exemplos que pela sua excelência, e utilidade para o presente trabalho, merecem aqui ser destacados. A metodologia desenvolvida resultou da combinação concertada de informação da DGRF e dos dados encontrados na bibliografia referentes ao cenário florestal português.

3.1. Modelação de emissões de incêndios florestais

Ao longo dos anos, diferentes procedimentos e ferramentas têm sido desenvolvidos para a estimativa da carga e consumo de combustível florestal, e caracterização das emissões resultantes de fogos controlados e incêndios [Simeoni *et al.*, 2006]. Três modelos em particular devem ser realçados devido à sua importância neste contexto: os modelos de consumo de combustível FOFEM (First Order Fire Effects Model) [Reinhardt *et al.*, 1997], CONSUME [Ottmar *et al.*, 1993a e 2000] e EPM (Emissions Production Model) [Sandberg e Peterson, 1984], usados para fornecer dados de emissão e energia libertada a modelos de dispersão. Outros modelos devem, contudo, ser igualmente referidos, nomeadamente os seguintes: SMSINFO [Ottmar *et al.*, 1993b]; FETM (Fire Emissions Tradeoff Model) [Schaaf *et al.*, 1996]; ACOST (Automatic Calculation of Slash Tonnage model) e PCOST (Pile Tonnage Calculation Worksheet) [ACOST/PCOST, 2000]; e FASTRACS (Fuel Analysis, Smoke Tracking, and Report Access Computer System) [URL4].

O modelo FOFEM foi desenvolvido com o intuito de prever quantitativamente os efeitos primários de fogos controlados e selvagens. Permite obter informação sobre o consumo

de combustível florestal ao nível da cobertura vegetal, as emissões de poluentes em fogos de copas e superfície, as árvores consumidas por espécie e tamanho e o aquecimento do solo, como base para políticas de gestão dos recursos florestais. Estabelece o teor máximo e mínimo de humidade do combustível a considerar em fogos controlados e a área ardida em determinado período de tempo. Acresce, o facto de poder ser usado em tempo real [Reinhardt *et al.*, 1997].

O FOFEM requer como parâmetros de entrada as características da combustão (o tipo de combustível, a carga combustível, o teor em humidade e a percentagem de fogos de copa e de superfície). O modelo considera áreas geográficas dos Estados Unidos da América (EUA), para as quais apresenta uma classificação por tipo de vegetação específica.

As emissões são calculadas através da expressão:

$$E_i = \sum_{i=1}^n FE_i \times B \times A \quad \text{Equação 3.1}$$

onde,

E_i	emissão do poluente i	(g)
FE_i	factor de emissão para o poluente i	(g.kg ⁻¹)
B	carga combustível	(kg.m ⁻²)
A	área consumida de combustível	(m ²)

No FOFEM os factores de emissão também podem ser aplicados em função da massa de poluente por área de coberto vegetal queimada, de acordo com o tipo de fogo. Neste caso, as emissões são determinadas a partir da expressão:

$$E_i = \sum_{i=1}^n FE_i \times A \quad \text{Equação 3.2}$$

onde,

E_i	emissão do poluente i	(ton)
FE_i	factor de emissão	(ton.ha ⁻¹)
A	área de coberto vegetal consumida	(ha)

Este modelo não prevê a dispersão, transporte ou efeitos sobre a visibilidade associada às emissões, pelo facto de não estabelecer a dependência face às condições atmosféricas. Uma das desvantagens deste modelo é o facto de não conseguir distinguir

factores de emissão por fase de combustão. É limitado quanto ao número de poluentes avaliados e não determina concentrações de poluentes em áreas afastadas do fogo. Não permite a adaptação das condições de progressão do fogo ao relevo do terreno. A versão mais recente (FOFEM 5.0) simula o consumo de combustível num determinado período de tempo e permite aplicações de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) para análise espacial dos efeitos do fogo, consumo de combustível e emissões de poluentes em fogos controlados e selvagens.

O modelo CONSUME procede à estimativa das emissões e da quantidade de combustível consumido em fogos selvagens e controlados recorrendo a características da área afectada, declive do terreno, dados meteorológicos aquando da ignição, carga combustível, teor de humidade do combustível, entre outros factores.

Neste modelo as emissões podem ser estimadas de acordo com a disposição espacial do combustível utilizado: empilhado, não empilhado ou natural, apresentando para cada um diferentes algoritmos de cálculo da quantidade de combustível consumido e emissões de poluentes produzidas [Ottmar *et al.*, 2002]. O CONSUME determina as emissões de partículas (PM, partículas em suspensão com um diâmetro aerodinâmico inferior a 2,5 µm (PM_{2,5}) e PM₁₀) e de gases (CO₂, CO, CH₄ e HCNM), a partir do produto entre o consumo de combustível e o respectivo factor de emissão.

No CONSUME é possível obter a massa total de combustível queimado, inclusivamente na fase de incandescência. Neste modelo, é possível ainda estabelecer condições para uma queima controlada, reduzindo os impactos na área de afectação. Por exemplo, pode definir-se uma emissão máxima de 1 000 toneladas de PM_{2,5} num fogo controlado, ajustando para tal, as variáveis relativas à meteorologia e ao combustível.

O CONSUME apresenta lacunas na caracterização de alguns combustíveis florestais como por exemplo, concentrações de material orgânico em profundidade no solo florestal e a sua aplicação apresenta resultados mais rigorosos para fogos controlados do que para fogos selvagens.

O modelo EPM é mais completo que os anteriormente referidos, na medida em que para além da estimativa das emissões de poluentes para a atmosfera, estima também os fluxos de emissão e de calor, e a flutuação de penachos, para diferentes fases e condições de combustão (chama e incandescência), tipos de fogo (aéreo, superfície, subterrâneo), diferentes padrões de ignição e velocidade de propagação do fogo [Ferguson *et al.*, 1994]. Este modelo inclui modelos de comportamento do fogo, qualidade do ar e dispersão numa determinada área geográfica.

Como dados de entrada carece de informação relativa às fases de combustão e padrão de ignição. O EPM incorpora as dimensões temporal e espacial para estimar o consumo de combustível, através da determinação de taxas de consumo e propagação do fogo. Calcula estimativas temporais de emissões para gases (CO, CO₂, CH₄), partículas (PM, PM_{2.5}, PM₁₀) e calor. O caudal de emissão consiste na massa de poluente emitida por unidade de tempo e determina-se com base na expressão:

$$FE_i = CC \times A \times E_i \quad \text{Equação 3.3}$$

onde,

FE _i	caudal de emissão do poluente i	(kg.min ⁻¹)
CC	consumo combustível	(ton.m ⁻²)
A	área consumida	(m ² .min ⁻¹)
E _i	factor de emissão i	(kg.ton ⁻¹)

Ao nível da simulação do comportamento do fogo, o EPM apresenta um desempenho satisfatório na fase de chama e inicial de incandescência, mas falha na fase final de incandescência, sobretudo em camadas profundas de matéria orgânica e em fogos de copas (nestes casos, é feita a aproximação a uma única fase de combustão).

Entre 1999 e 2000, o EPM sofreu modificações no sentido de se adaptar a especificidades locais do fogo e permitir a substituição de modelos de entrada para as características do combustível, de ignição e dos algoritmos de consumo.

3.2. Estimativa de emissões dos incêndios florestais

Neste ponto apresenta-se a metodologia de estimativa das emissões para os principais poluentes emitidos durante os incêndios florestais ocorridos em 2003, 2004 e 2005, em Portugal continental, com o intuito de providenciar informação para o desenvolvimento do módulo numérico que permita o cálculo e a integração das emissões dos incêndios florestais no sistema de modelação de qualidade do ar.

3.2.1. Metodologia

As emissões dos poluentes durante os incêndios florestais foram determinadas com base na eficiência de combustão, o tipo de vegetação (a carga combustível), os factores de emissão relativos a cada poluente, e a área ardida em cada uma das ocorrências [e.g. Wiedinmyera *et al.*, 2006]. Genericamente, a estimativa de emissão de um determinado poluente pode ser calculada da seguinte forma:

$$E_i = FE_i \times CC \times EC \times A \quad \text{Equação 3.4}$$

onde,

E_i	emissão do poluente i	(g)
FE_i	factor de emissão para o poluente i	(g.kg ⁻¹)
CC	carga combustível ou massa de combustível por unidade de área	(kg.m ⁻²)
EC	eficiência global de combustão	(%)
A	área ardida	(m ²)

A Figura 3.1 representa esquematicamente a metodologia descrita, que se baseia no modelo EMISPREAD – Forest fire emissions model for south-European forest [Miranda *et al.*, 2005c] agrupando os dados necessários segundo três vertentes fundamentais. Esta metodologia foi aplicada para cada uma das ocorrências e para cada um dos poluentes considerados.

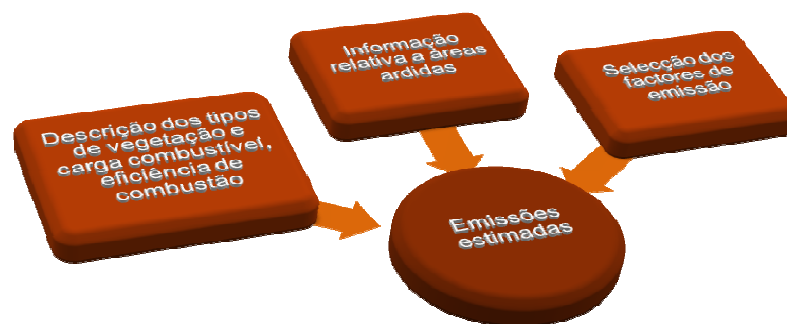


Figura 3.1 Metodologia de cálculo de emissões de incêndios florestais.

O facto dos parâmetros, carga combustível e factores de emissão, encontrados na bibliografia [Miranda *et al.*, 2005d] se encontrarem expressos em função do tipo de povoamento florestal (nomeadamente resinosas, caducas e eucalipto), ao contrário dos

dados de áreas ardidas discriminados unicamente em matos e povoamentos, criou algumas dificuldades de aplicação dos mesmos. Como tal, houve a necessidade de distribuir os diferentes tipos de povoamentos em função da discriminação apresentada na bibliografia, de modo a promover uma relativa adequabilidade dos factores em causa. Relativamente aos matos, não surgiu qualquer problema, uma vez que na bibliografia os parâmetros se encontram apresentados especificamente para esta classe [Miranda *et al.*, 2005d].

No que se refere ao povoamento florestal surgiu a necessidade de atender a dois tipos de informação: por um lado à distribuição distrital da constituição dos povoamentos florestais (na estimativa da carga de combustível para cada um dos distritos de Portugal continental); por outro, às espécies/povoamentos florestais mais afectados pelos incêndios florestais em Portugal, em cada um dos anos considerados (estimativa dos factores de emissão dos poluentes considerados).

Para atender à distribuição dos povoamentos no território continental, recorreu-se à caracterização mais detalhada e actualizada da floresta portuguesa, através do Inventário Florestal Nacional (IFN), cuja edição é de 2001 [DGF, 2001]. Os dados para Portugal continental aí publicados são apresentados na Tabela 3.1, e encontram-se organizados por tipo de povoamento, em resinosas, folhosas caducas e folhosas não caducas.

Tabela 3.1 Distribuição da área de povoamentos florestais, por espécie dominante [DGF, 2001].

Espécie florestal	Tipo florestal	Área (ha)	Área (%)	Área total (%)
Pinheiro Bravo <i>Pinus pinaster</i>	Resinosas	976 069	30,5	33,8
Pinheiro Manso <i>Pinus pinea</i>		77 650	2,4	
Outras resinosas		27 358	0,9	
Carvalho <i>Quercus spp.</i>	Folhosas caducas	130 899	4,1	5,4
Castanheiro <i>Castanea sativa</i>		40 579	1,3	
Eucalipto <i>Eucalyptus spp.</i>	Folhosas não caducas	672 149	21,0	60,9
Sobreiro <i>Quercus suber</i>		712 813	22,3	
Azinheira <i>Quercus rotundifolia</i>		461 577	14,4	
Outras Folhosas		102 037	3,2	

Em 2001, o cenário florestal do território de Portugal Continental em termos de distribuição espacial era o apresentado na Figura 3.2. O pinheiro-bravo assume-se como a espécie florestal dominante na região Centro e Norte Litoral do País, o eucalipto marca

presença de Norte a Sul do País, enquanto que, as outras espécies (sobreiro, azinheira, etc) apresentam particular expressão no Alentejo e Algarve.

Em termos comparativos, e para uma análise visual, apresentam-se três imagens das áreas ardidas em Portugal relativas a cada um dos anos do triénio 2003-2005, com o objectivo principal de identificar quais as espécies florestais mais atingidas pelos incêndios florestais, no período em causa, e consequentemente perceber potenciais diferenças relevantes.

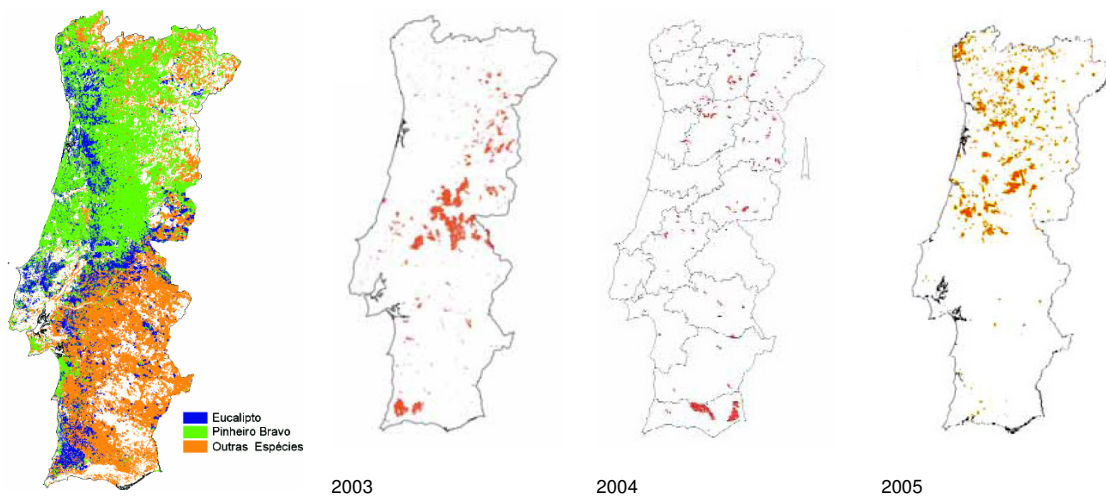


Figura 3.2 Área florestal portuguesa [DGF, 2001] e áreas ardidas [DGF, 2003; DGRF, 2004 e 2005].

São notórias na Figura 3.2 diferenças de localização das áreas ardidas registadas, e consequentemente das espécies devastadas, o que inevitavelmente condiciona as emissões a estimar. Logo, é previsível que uma estimativa que tenha por base a composição e distribuição dos povoamentos constitui uma mais valia, na medida em que a torna mais aproximada da realidade.

3.2.1.1. Tipos de vegetação

O tipo de vegetação ou combustível que alimenta o incêndio florestal constitui um factor relevante ao nível do cálculo das emissões. O combustível disponível varia com a localização geográfica, o relevo e a época do ano. Perante a dificuldade de contabilizar a influência de cada um destes factores, optou-se por caracterizar o tipo de combustível, em função da respectiva carga, dado que esta representa a quantidade de combustível

disponível por unidade de área. Depois de uma revisão bibliográfica [Viegas (1989); Trabaud *et al.* (1993); ADAI (2000); PNAC (2002), European Environment Agency - EEA (2004)], optou-se pelos valores de carga combustível, relativos à floresta portuguesa, apresentados no Programa Nacional para as Alterações Climáticas (PNAC) de 2002 [PNAC, 2002]. Estes valores são apresentados na Tabela 3.2, para os tipos de combustível: matos, resinosas, caducas e eucalipto.

Tabela 3.2 Valores de carga de combustível para diferentes tipos de combustível [PNAC, 2002].

Tipo de combustível	Carga Combustível (kg.m ⁻²)
Matos	0,9 – 1,1
Resinosas	7,9 – 9,3
Caducas	1,2 – 2,3
Eucalipto	3,9

Para atender à distribuição por tipo de povoamento, ao nível distrital, no território continental, recorreu-se à caracterização mais detalhada, também disponível no IFN (Figura 3.3).

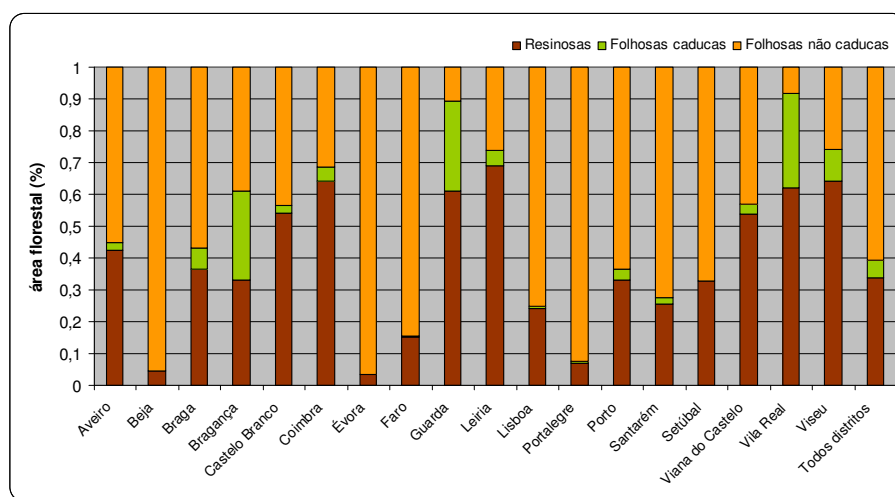


Figura 3.3 Distribuição da área de povoamentos florestais, por distrito [DGF, 2001].

Ao nível distrital a composição dos povoamentos é variável, cada um dos distritos apresenta uma distribuição particular, que reflecte essencialmente o ordenamento florestal que aí vigora, com princípios e estratégias divergentes.

A informação presente na Figura 3.3 foi utilizada como caracterizadora da constituição dos povoamentos florestais em cada um dos anos, ou seja, assumiu-se que ao longo do período considerado a floresta não apresentou variações em termos do tipo de ocupação florestal.

Depois de caracterizados os distritos no que se refere à constituição dos povoamentos, a carga de combustível por distrito média ponderada foi estimada e os resultados apresentados na Tabela 3.3. Consideraram-se os valores médios da gama apresentada para cada tipo de combustível (Tabela 3.2).

Tabela 3.3 Valores de carga de combustível de povoamentos por distrito.

Distrito	Carga Combustível (kg.m⁻²)	Distrito	Carga Combustível (kg.m⁻²)
Aveiro	5,84	Leiria	7,03
Beja	4,10	Lisboa	5,02
Braga	5,49	Portalegre	4,21
Bragança	4,86	Porto	5,39
Castelo Branco	6,39	Santarém	5,05
Coimbra	6,82	Setúbal	5,43
Évora	4,05	Viana do Castelo	6,36
Faro	4,61	Vila Real	6,18
Guarda	6,16	Viseu	6,69

3.2.1.2. Eficiência de combustão

A eficiência de combustão pode ser entendida como a fracção de biomassa consumida relativamente à total disponível, sendo este um parâmetro determinante na estimativa das emissões de incêndios florestais. Apesar da diversidade de valores de eficiência relativos a matos e povoamentos existente na bibliografia [Seiler e Crutzen (1980); Levine *et al.* (1989); Simpson *et al.* (1999); Battye e Battye (2002); PNAC (2002); EEA (2004)], optou-se por utilizar os indicados pelo PNAC e pela EEA (Tabela 3.4).

Tabela 3.4 Valores de eficiência de combustão por tipo de combustível.

Tipo de combustível	Eficiência de Combustão	Referência
Matos	0,80	PNAC 2002
Povoamentos	0,25	EEA 2004

De salientar que o valor relativamente elevado de eficiência de combustão dos matos deve-se à baixa humidade dos mesmos e à sua estrutura física. Para os povoamentos florestais, a eficiência de queima está estreitamente relacionada com a heterogeneidade da distribuição de combustível disponível, que tipicamente se regista nas áreas florestais.

3.2.1.3. Factores de emissão

Na determinação das emissões é frequente a distinção de duas fases de combustão: a fase de chama (“flaming”) e a de incandescência (“smoldering”). Durante a fase de chama, os compostos mais emitidos são o CO_2 e o vapor de água (H_2O) e, em menor quantidade, NO_x e PM, com elevado conteúdo em carbono. Nesta fase, predominam as emissões mais oxidadas, como resultado de uma maior eficiência de combustão, e verifica-se um consumo de 20-90 % do combustível disponível [Miranda, 1998]. Na fase de incandescência (sem chama) predominam as emissões reduzidas ou parcialmente oxidadas, sobretudo CO, CH_4 , HCNM e hidrocarbonetos poliaromáticos (PAH), NH_3 , compostos de enxofre e as partículas com baixo conteúdo em carbono elementar. Devido à variabilidade das emissões durante a combustão existem factores de emissão para cada uma das fases referidas.

Face à diversidade de factores de emissão disponíveis na literatura, e pelo facto de se pretender representatividade, optou-se por um conjunto de factores de emissão relativos à floresta do sul da Europa [Miranda, 2004]. Uma vez que, não existe informação particularizada sobre o tipo e evolução dos incêndios florestais em Portugal, não foi possível aplicar factores de emissão detalhados, utilizando-se os factores referentes ao fogo na sua globalidade. A Tabela 3.5 apresenta os factores de emissão médios considerados para os principais poluentes emitidos.

A análise da Tabela 3.5 permite observar a notória variabilidade registada para cada poluente em função do tipo de combustível. No entanto, é particularmente evidente a proximidade de valores entre os tipos caducas e eucalipto.

Tabela 3.5 Factores de emissão médios para a floresta do sul da Europa.

Poluente	Factores de Emissão (g.kg ⁻¹)			
	Matos	Resinosas	Caducas	Eucalipto
CO ₂	1477	1627	1393	1414
CO	82	75	128	117
CH ₄	4	6	6	6
HCNM	9	5	6	7
PM _{2,5}	9	10	11	11
PM ₁₀	10	10	13	13
NO _x	7	4	3	4
SO ₂	0,8	0,8	0,8	0,8
NH ₃	0,6	0,8	0,6	0,6

SO₂ – dióxido de enxofre

Com o objectivo de considerar factores de emissão o mais próximos possível da realidade, atendeu-se à distribuição das áreas ardidas por tipologia de povoamento, em cada um dos anos em análise, por distrito. A este nível, foi unicamente possível encontrar informação relativa a valores nacionais disponibilizados pela DGRF nos seus relatórios anuais, os quais caracterizam e detalham o ano em causa no que aos incêndios florestais diz respeito. Era no entanto, preferível considerar a variabilidade registada ao nível distrital, mas tal não foi possível. Pelo que foi necessário assumir que ao nível distrital os povoamentos foram afectados do mesmo modo face à escala nacional. Esta constitui uma inevitável aproximação, que surge da indisponibilidade dos dados necessários.

Na Figura 3.4 apresenta-se a distribuição das áreas ardidas em função da espécie/povoamento florestal afectado em cada um dos anos (2003-2005).

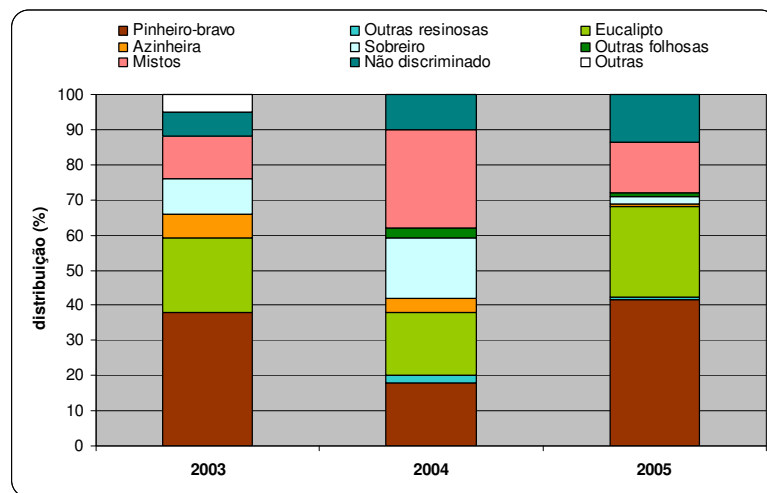


Figura 3.4 Distribuição da área ardida de povoamentos florestais [DGF, 2003].

O processo de organização em classes apresenta algumas aproximações, que se consideram aceitáveis. Por exemplo, considerou-se que as classes: mistos, não discriminado e outras, eram compostas por partes iguais das classes consideradas; no caso das outras folhosas, esta classe foi distribuída equitativamente pelas classes de folhosas caducas e folhosas não caducas.

Atendendo aos dados expostos na Tabela 3.1, verifica-se o agrupamento das espécies em função do tipo florestal. No caso das folhosas não caducas, não foi possível encontrar factores de emissão de referência, aplicando-se os relativos ao eucalipto, espécie representativa desta classe em termos de carga de combustível e de factores de emissão.

Após a referida organização, e com o objectivo de atender à variabilidade registada a nível distrital da distribuição dos tipos de povoamentos considerados, apresenta-se na Figura 3.5 essa distribuição.

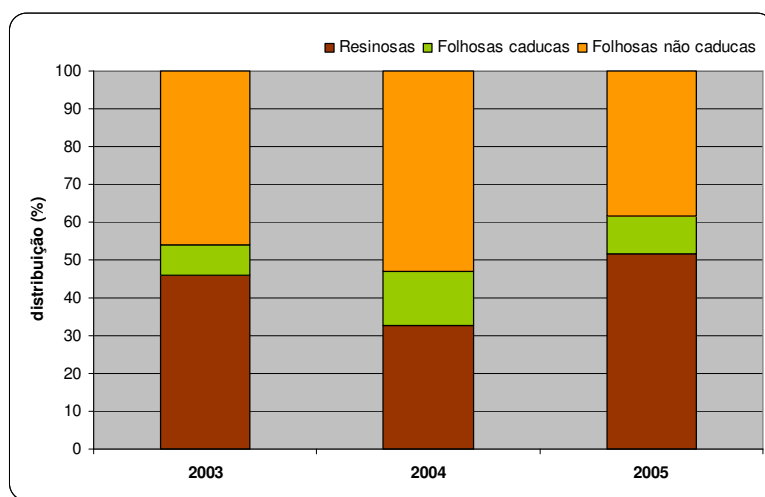


Figura 3.5 Distribuição da área ardida de povoamentos florestais [DGF, 2003].

É possível aferir variações nos anos em análise no que ao tipo de povoamento afectado pelos incêndios diz respeito, verifica-se que não existe uma tendência evidente em termos daquele que é o tipo de povoamento mais afectado, no entanto o menos prejudicado é o das folhosas caducas. Em 2004, foi o povoamento do tipo folhosas não caducas o mais afectado, em 2005 é o das resinosas e em 2003 os referidos tipos de povoamentos foram igualmente atingidos.

Os factores de emissão para o Sul da Europa (Tabela 3.5) estiveram na base da estimativa dos determinados para Portugal continental (Tabela 3.6), tendo em linha de conta a distribuição dos povoamentos mais afectados pelos incêndios em cada um dos anos (Figura 3.5).

Tabela 3.6 Factores de emissão determinados para Portugal continental.

Poluente	Factor de emissão (g.kg ⁻¹)			
	Matos	Povoamentos		
		2003	2004	2005
CO ₂	1477,00	1502,32	1457,98	1430,31
CO	82,00	102,74	110,98	119,06
PM ₁₀	10,00	11,62	12,27	12,59
HCNM	9,00	5,62	6,12	6,02
NO _x	7,00	3,54	3,61	3,29
CH ₄	4,00	6,00	6,00	6,01
PM _{2,5}	9,00	10,54	10,76	10,87
SO ₂	0,80	0,80	0,80	0,80
NH ₃	0,60	0,69	0,65	0,63

Em suma, a metodologia de cálculo de emissões de incêndios florestais consistiu na determinação de valores de referência, ajustados ao panorama nacional, relativos aos parâmetros carga combustível e factores de emissão (Tabela 3.3 e Tabela 3.6), enquanto que para a eficiência de combustão se optou pela utilização directa de valores constantes na bibliografia (Tabela 3.4). A representação esquemática da Figura 3.6 pretende ser ilustrativa dos parâmetros considerados, e da metodologia adoptada, com o objectivo de facilitar a percepção da metodologia proposta.



Figura 3.6 Metodologia de cálculo das emissões dos incêndios florestais.

Uma vez desenvolvida a metodologia para a estimativa das emissões dos incêndios florestais, é já possível canalizar a informação aqui apresentada e desenvolver um módulo capaz de efectuar o cálculo das emissões dos poluentes considerados para cada uma das ocorrências, tendo em consideração os parâmetros descritos anteriormente, mas também outros, como a data/hora de alerta e data/hora de extinção da ocorrência, a localização temporal da ocorrência, e sua localização geográfica, nas coordenadas do ponto de ignição.

3.2.2. Resultados

A aplicação da metodologia descrita permitiu a estimativa dos valores de emissão de CO₂, CO, CH₄, HCNM, PM_{2.5}, PM₁₀, NO_x provenientes dos incêndios florestais, expressos em termos de:

- total por ocorrência (kg poluente);
- por dia ou hora por ocorrência (kg poluente.dia⁻¹, kg poluente.hora⁻¹);
- nacional por poluente em termos diários e anuais.

Seguidamente apresentam-se alguns resultados, com o intuito de atender à dimensão das emissões. A título de exemplo na Tabela 3.7 encontram-se os resultados obtidos para cada um dos poluentes, relativos à ocorrência registada no dia 28 de Julho de 2003.

Tabela 3.7 Valores estimados de emissões relativos a uma ocorrência de fogo florestal registada em 28 de Julho de 2003.

Parâmetro	Tipo de informação		Dados
Localização geográfica	X, Y		240587; 334854
Duração da ocorrência	Alerta	28-07-2003, 2:30	5,13 dias
	Extinção	02-08-2003, 5:30	123 horas
Área ardida (ha)	Matos		450
	Povoamentos		4660

Emissões			
Poluente	(kg)	(kg.dia ⁻¹)	(kg.hora ⁻¹)
CO ₂	75 525 994	14 736 779	614 032
CO	6 766 805	1 320 352	55 015
CH ₄	389 909	76 080	3 170
HCNM	424 870	82 901	3 454
PM _{2,5}	379 080	73 967	3 082
PM ₁₀	786 196	153 404	6 392
NO _x	272 187	53 110	2 213

A aplicação da metodologia a cada uma das ocorrências permitiu a obtenção das emissões totais dos incêndios florestais de 2003, 2004 e 2005 em Portugal. Para possibilitar a análise comparativa dos anos em termos de emissões dos poluentes considerados, e ainda a percepção daqueles que são os poluentes mais representativos deste tipo de fonte, apresentam-se na Figura 3.7 as emissões totais estimadas para os anos 2003, 2004 e 2005.

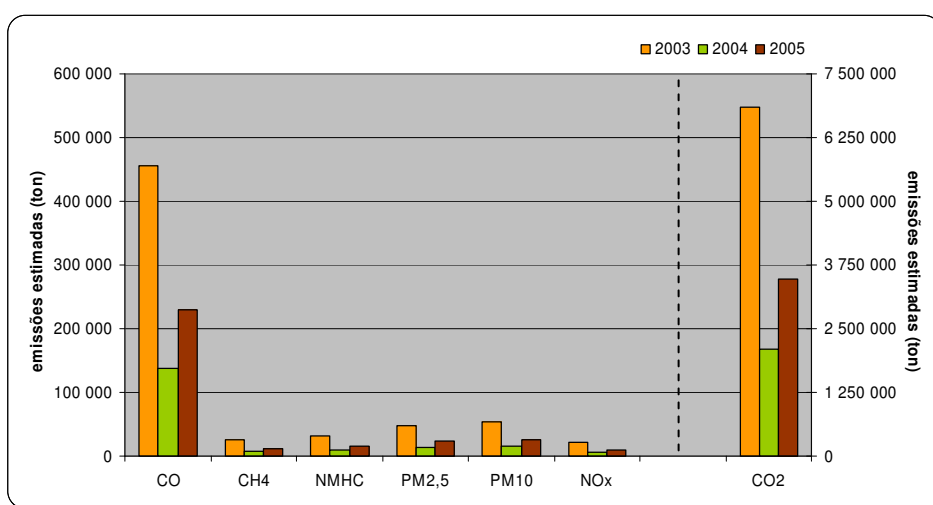


Figura 3.7 Emissões totais dos incêndios florestais de 2003-2005 em Portugal.

Tal como seria previsível, o ano de 2003 assume-se como o ano em que as emissões dos incêndios foram superiores, em virtude da área ardida no referido ano, representam o montante maior. Uma análise comparativa das emissões por poluente permite constatar que o CO_2 é o que apresenta valores mais elevados, pois resulta directamente da combustão, sendo o seu principal produto final. Segue-se o CO, poluente que decorre da combustão incompleta, com valores uma ordem de grandeza inferior face ao CO_2 . Os restantes poluentes são emitidos em ordens de grandeza uma ou duas vezes inferior ao CO.

Os valores calculados para as emissões dos incêndios de 2003 demonstram a importância deste fenómeno na degradação da qualidade do ar: uma comparação em termos de fluxo emitido para a atmosfera, por hora e área, revela valores duas ordens de grandeza superiores ao total libertado pelas restantes fontes emissoras [Miranda *et al.*, 2007].

Na Figura 3.8 apresenta-se o mapa das emissões de PM_{10} em cada um dos grandes incêndios florestais, pelo facto de este ser um poluente relevante ao nível da qualidade do ar em Portugal. Tal como seria de esperar, estes mapas revelam características e padrões semelhantes ao mapa da distribuição geográfica da área ardida (Figura 2.6).

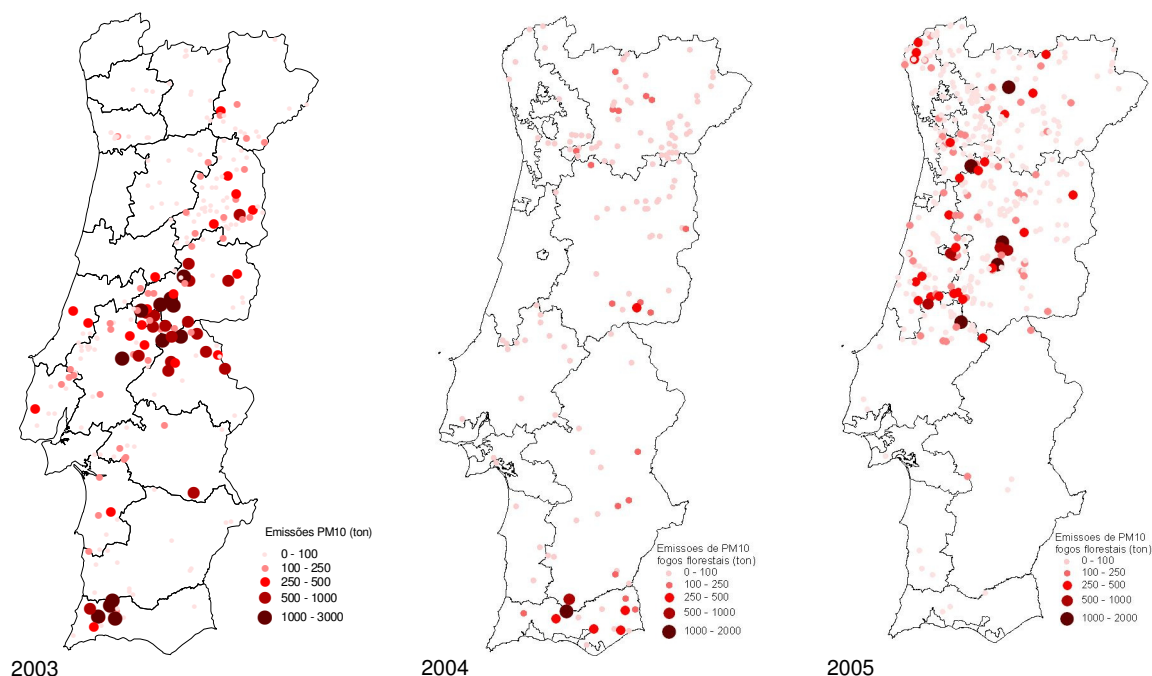


Figura 3.8 Distribuição espacial das emissões de PM_{10} dos incêndios florestais, com área superior a 100 ha, ocorridos em 2003-2005.

Depois de estimadas as emissões dos incêndios florestais, e observada a distribuição territorial em termos qualitativos e quantitativos, o passo seguinte consiste na descrição da ferramenta numérica do sistema de modelação de qualidade do ar que permitirá avaliar o impactos destas na qualidade do ar.

4. MODELAÇÃO NUMÉRICA DA QUALIDADE DO AR

A modelação numérica de qualquer processo constitui uma ferramenta fundamental no auxílio à compreensão do fenómeno em causa. Devido à sua natureza não reprodutível no tempo, o estudo de processos atmosféricos, tanto físicos como químicos, tem beneficiado da aplicação de modelos numéricos, tanto no que se refere à compreensão do fenómeno em si, como à possibilidade que se levanta na melhoria do sistema de observação implementado para a sua monitorização. A aplicação de modelos numéricos tem sido a via, por excelência, de analisar a interacção dos vários sistemas termodinâmicos, devido à sua complexidade e não linearidade.

Consideram-se três escalas de modelação atmosférica: global, mesoscala e local. A modelação à escala local é tipicamente usada para avaliar o impacte de fontes emissoras pontualmente, ou pequenos grupos de fontes, para distâncias até algumas dezenas de quilómetros. Os modelos de mesoscala consideram distâncias desde algumas centenas a alguns milhares de quilómetros, estando a mesoscala subdividida em γ (até 20 km), β (até 200 km) e α (até 2 000 km). A β -mesoscala permite a análise da poluição atmosférica considerando o efeito de escoamentos térmicos, tais como circulações de brisa, que são tão importantes em Portugal.

Nesta dissertação a avaliação dos efeitos dos incêndios florestais na qualidade do ar, envolve o desenvolvimento e aplicação de um sistema de modelação da qualidade do ar numa perspectiva de mesoscala, que compreende a inclusão das emissões dos incêndios, destinado à avaliação do impacto desta fonte na deterioração da qualidade do ar.

4.1. Modelação do fumo

Desde a sua formação até aos impactes nos ecossistemas e saúde humana, os poluentes atmosféricos emitidos pelos incêndios florestais intervêm num processo complexo, que começa com a emissão resultante da combustão de biomassa, seguindo-se a etapa de transporte, dispersão, transformação e deposição, e a subsequente inalação pelos organismos vivos, com consequentes efeitos ao nível da saúde, em

particular em indivíduos pertencentes a grupos sensíveis: crianças, idosos e doentes asmáticos, cuja capacidade respiratória se encontra em formação ou debilitada.

O tempo de residência dos compostos emitidos é altamente dependente da natureza dos processos de transporte, dispersão e remoção, variando desde alguns segundos a algumas semanas. O estudo das alterações na composição química, características físicas e concentração atmosférica requer uma abordagem integrada de todas as componentes envolvidas: progressão do fogo e emissões, escoamento atmosférico e dispersão, reacção e deposição dos poluentes atmosféricos. Contudo, a ausência de uma integração entre todas as componentes do processo, desde a emissão aos efeitos sobre a saúde humana e redução da visibilidade, ainda compromete a exactidão do resultado final. O desenvolvimento de códigos numéricos para a simulação dos fenómenos envolvidos representa por isso um desafio científico.

Os sistemas actuais de avaliação/gestão do comportamento do fogo/fumo começam a tentar integrar todas as variáveis numa única ferramenta de fácil acesso para o utilizador. Os Serviços Florestais Norte-Americanos (USDA-FS) criaram recentemente o Consórcio do Fogo para a Modelação Avançada da Meteorologia e Fumo ("Fire Consortia for Advanced Modeling of Meteorology and Smoke" – FCAMMS) [URL5]. Neste âmbito, e com vista à avaliação integrada e coordenada dos impactes do fumo ao nível nacional, o Sistema de Modelação do Fumo BlueSky [Ferguson *et al.*, 2001; Sestak *et al.*, 2002] foi concebido como sendo particularmente vocacionado para simulação do fumo em tempo real, como suporte às operações de combate ao fogo e à gestão do fumo. Este sistema, desenhado para depender de previsões meteorológicas em tempo real e de um conjunto de modelos de qualidade do ar já existentes, estima as emissões diárias e prevê as concentrações de poluentes decorrentes de fogos controlados ou incêndios.

O sistema de modelos DISPERFIRESTATION constitui um exemplo, na medida em que inclui a simulação da progressão do fogo, dispersão do fumo e diminuição da visibilidade à escala local [Valente *et al.*, 2006]. Este sistema resulta do melhoramento e integração de duas ferramentas numéricas, o FireStation [Lopes *et al.*, 2002], um software dedicado à simulação do comportamento do fogo em áreas de topografia complexa, e o DISPERFIRE [Miranda *et al.*, 1994], que consiste num sistema de modelação em tempo real da dispersão atmosférica dos poluentes emitidos durante um incêndio florestal. Adicionalmente, foi desenvolvido um modelo para a estimativa da redução da visibilidade, com base na relação entre as concentrações de um determinado conjunto de poluentes atmosféricos e a visibilidade.

Uma vez que o objectivo deste trabalho é a avaliação dos impactes de emissões de incêndios florestais na qualidade do ar em Portugal, resultantes das ocorrências registadas em 2003, 2004 e 2005 foi necessário recorrer a um sistema de modelos, que considerasse as componentes meteorológica e fotoquímica, à mesoescala. São vários os modelos passíveis de aplicação na modelação da qualidade do ar à mesoescala, nomeadamente: CAM_x (Comprehensive Air Quality Model with Extensions), CHIMERE (Chemistry-transport Model), UAM (Urban Airshed Model), TAPM (Air Pollution Model) e LOTOS-EUROS (Long Term Ozone Simulation - European Operational Smog model). A selecção de um sistema de modelos resultou da conjugação de alguns factores, que pela sua natureza foram considerados vantajosos. O sistema de modelos LOTOS-EUROS [Schaap *et al.*, 2006] jamais havida sido aplicado ao domínio de Portugal continental, o que por si só constituía um desafio interessante, com a mais valia de ser possível testar o seu desempenho e proceder à respectiva validação. Para além desse desafio, a particularidade de ser possível desenvolvimentos, em particular ao nível das emissões, possibilitaria a inclusão das emissões dos incêndios florestais, o que permitirá obter um sistema de modelação vocacionado para a avaliação dos impactes dos incêndios na qualidade do ar. O presente Capítulo visa descrever o sistema de modelos LOTOS-EUROS, e os pressupostos admitidos na estimativa das emissões dos incêndios, que constitui a base de um novo módulo incluído no sistema.

4.2. Descrição do sistema de modelação

O sistema de modelos LOTOS-EUROS é constituído por dois modelos, que foram independentemente desenvolvidos, pela Organização de Países Baixos da Investigação Científica Aplicada (TNO) e pelo Instituto Nacional de Saúde Pública e Ambiente (RIVM), o LOTOS e o EUROS, respectivamente [URL6].

4.2.1. Formulação do modelo e domínios de aplicação

O sistema LOTOS-EUROS, tal como todos os modelos químicos de transporte, permite a modelação do transporte e transformação química dos poluentes, simula os campos de concentração e deposição de poluentes, tendo por base a solução Euleriana da equação da continuidade:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} + V \frac{\partial C}{\partial y} + W \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_h \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_h \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) + E + R + Q - D - W$$

Equação 4.1

onde,

C	concentração do poluente
U, V e Z	componentes do vento de larga escala, nas direcções oeste-este, sul-norte e vertical
K_h e K_z	coeficientes de difusão turbulenta na horizontal e vertical
E	<i>entrainment</i> ¹ ou <i>detrainment</i> ²
R	quantidade de material produzido ou destruído, como resultado da química na atmosfera
Q	contribuição das emissões
D e W	perdas, devido a processos de deposição seca e húmida, respectivamente

A equação é resolvida inicialmente termo a termo, pela seguinte ordem, e depois ciclicamente:

- Química;
- Difusão e *entrainment*;
- Deposição húmida;
- Deposição seca;
- Emissões;
- Advecção.

Cada um dos processos referidos é apresentado com detalhe, no desenvolvimento deste Capítulo.

A fronteira máxima do domínio de simulação do LOTOS-EUROS está limitada entre 35º e 70º Norte e 10º Oeste e 60º Este. A resolução de grelha padrão é de 0,50º longitude e 0,25º latitude, aproximadamente 25 x 25 km (Figura 4.1). O domínio de simulação

¹ *Entrainment* - processo relacionado com a movimentação de ar da troposfera livre, ar que entra na camada de mistura, por unidade de área horizontal e de tempo.

² *Detrainment* – processo inverso ao *entrainment*, ar que sai da camada de mistura.

estende-se na direcção vertical até 3,5 km acima do nível do mar, onde são consideradas três camadas dinâmicas e uma camada superficial opcional.

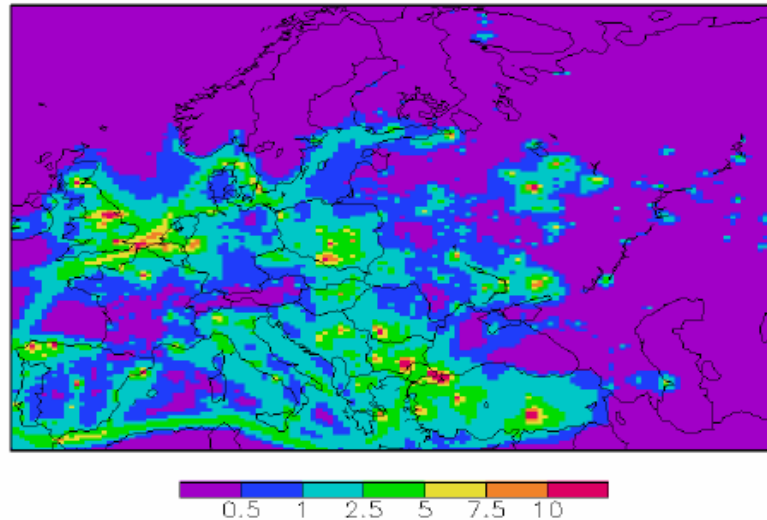


Figura 4.1 Domínio máximo do sistema de modelação LOTOS-EUROS. O exemplo apresenta a concentração média de dióxido de enxofre ($\mu\text{g.m}^{-3}$) simulada para Julho de 1997 [Schaap *et al.*, 2005].

Em termos de opções, o LOTOS-EUROS possibilita a descrição da distribuição de oxidantes, sulfatos, poluentes orgânicos persistentes (POP's) e aerossóis, nomeadamente, aerossol inorgânico secundário, aerossol orgânico secundário, e aerossol primário.

4.2.2. Processos

No sistema LOTOS-EUROS o transporte consiste na advecção em três dimensões, a difusão horizontal e a vertical, e o *entrainment*. A advecção é dirigida por campos meteorológicos (u, v) que são introduzidos a cada 3 horas. A velocidade de vento vertical é calculada pelo modelo em consequência da divergência/convergência dos campos de vento horizontais.

A difusão horizontal (K_h) é definida como o produto entre uma constante empírica η e o tensor de velocidade de deformação (Def).

$$K_h = \eta \times |Def|$$

Equação 4.2

onde,

$$|Def| = \sqrt{\left[\left(\frac{\partial V}{\partial x} + \frac{\partial U}{\partial y}\right)^2 + \left(\frac{\partial U}{\partial x} - \frac{\partial V}{\partial y}\right)^2\right]}$$

Equação 4.3

A constante empírica η tem o valor de $9\,000\text{ m}^2$ [Liu e Durran, 1977 in Schaap *et al.*, 2005]. O K_h assume um valor compreendido entre 10 e $105\text{ m}^2\cdot\text{s}^{-1}$.

A difusão vertical é descrita usando a teoria standard K_z , onde os valores de K_z são calculados com base na parametrização da estabilidade atmosférica, de acordo com o integral desenvolvido em Yamartino *et al.* (2005) [in Schaap *et al.*, 2005].

O coeficiente de difusão vertical é determinado por:

$$K_v = \frac{kU_*}{\Phi\left(\frac{z}{L}\right)}$$

Equação 4.4

onde,

- K constante de von Karman (0,35)
- U_* velocidade tangencial
- Z altura
- L comprimento Monin-Obukhov
- ϕ função proposta por Businger *et al.* (1971) in Schaap *et al.* (2005)

O comprimento de Monin-Obukhov (L) é determinado do seguinte modo:

$$\frac{1}{L} = S(a_1 + a_2 S^2)z_0^{SE}$$

Equação 4.5

Com a_1 e a_2 constantes (0,004349 e 0,003724), z_0 a altura de rugosidade e os parâmetros S e SE são dados pelas expressões:

$$S = -0,5(3,0 - 0,5U_s + \text{abs}(CE))$$

Equação 4.6

$$SE = b_1 + b_2 \text{abs}(S) + b_3 S^2$$

Equação 4.7

Com b_1 , b_2 e b_3 constantes (-0,5034; 0,2310 e -0,0325; respectivamente); U_s a velocidade do vento na proximidade da superfície (dado de entrada no modelo) e CE um factor de exposição que depende da cobertura de nuvens e do ângulo solar do azimute.

Para a atmosfera estável ($L > 0$) a expressão da função empírica ϕ é:

$$\Phi_s\left(\frac{z}{L}\right) = 1 + 4,7\left(\frac{z}{L}\right) \quad \text{Equação 4.8}$$

Para uma atmosfera instável ($L < 0$) a expressão é:

$$\Phi_u\left(\frac{z}{L}\right) = \left[1 - 15\left(\frac{z}{L}\right)\right]^{-0,25} \quad \text{Equação 4.9}$$

Para uma atmosfera neutra a função é igual à unidade.

A velocidade tangencial calcula-se através da expressão:

$$U_s = \frac{kU_r}{f} \quad \text{Equação 4.10}$$

Sendo U_r a velocidade do vento a uma altura de referência (10 m).

A função f na atmosfera estável é dada por:

$$f = \ln\left(\frac{z_r}{z_0}\right) + 4,7\left(\frac{z_r - z_0}{L}\right) \quad \text{Equação 4.11}$$

Para uma atmosfera instável a função é:

$$f = \ln\left[\frac{1 - \Phi_s\left(\frac{z_r}{L}\right)}{1 + \Phi_u\left(\frac{z_r}{L}\right)}\right] - \ln\left[\frac{1 - \Phi_u\left(\frac{z_0}{L}\right)}{1 + \Phi_u\left(\frac{z_r}{L}\right)}\right] + 2 \tan^{-1}\left(\frac{1}{\Phi_u\left(\frac{z_r}{L}\right)}\right) - 2 \tan^{-1}\left(\frac{1}{\Phi_u\left(\frac{z_0}{L}\right)}\right) \quad \text{Equação 4.12}$$

A função empírica para a atmosfera instável ϕ_u aplicada a uma altura de referência z_r e a uma altura de rugosidade z_0 .

O *entrainment* é causado pelo desenvolvimento da camada de mistura durante o dia. A cada hora a estrutura vertical do modelo é ajustada para uma nova espessura de camada de mistura. Depois de uma nova estrutura, são definidas as concentrações dos poluentes, que são distribuídas por interpolação linear.

A componente química tem como intervenientes dezenas de compostos inorgânicos e centenas de compostos orgânicos que participam em milhares de reacções fotoquímicas conhecidas. O O_3 pode ser citado como um exemplo: é formado na atmosfera através de reacções químicas entre os NO_x e os COV na presença de luz. O tratamento explícito de todos estes componentes e reacções é considerado ao nível da química atmosférica sendo extremamente complexo. Métodos de minimização dos mecanismos químicos têm

sido propostos, no sentido de alcançar um nível de simplificação concordante com os constrangimentos computacionais.

No LOTOS a componente química contempla o módulo CBM-IV (Carbon-Bond Mechanism). Este inclui as seguintes espécies químicas: eteno (CH_2CH_2), formaldeído (CH_2O), acetaldeído (CH_3CHO), metanol (CH_3OH), entre outras, num total de 28 espécies, envolvidas em 66 reacções, das quais 12 são reacções de fotólise. De salientar a proeminente representação das reacções de formação de sulfato, na medida em que esta espécie química constitui uma componente importante do aerossol. O CB99 é o mecanismo químico do EUROS envolve 42 espécies e 95 reacções, das quais 13 correspondem a reacções de fotólise.

Na química do aerossol do sistema LOTOS-EUROS, o nitrato amoníaco, aerossol inorgânico secundário, assume um papel relevante ao nível do equilíbrio entre aerossóis e fase gasosa.

A deposição constitui um processo pelo qual as espécies químicas abandonam a sua permanência na fase gasosa ou de aerossol na atmosfera, por via seca ou húmida. A deposição seca no sistema LOTOS-EUROS é parametrizada de acordo com a aproximação de resistência:

$$V_d(z) = \frac{1}{R_a(z-d) + R_b + R_c} \quad \text{Equação 4.13}$$

A velocidade de deposição é descrita como uma soma de três resistências: a resistência aerodinâmica (R_a), resistência viscosa na sub-camada (R_b) e a resistência superficial (R_c).

A deposição húmida é um processo tratado simplificadamente, descrito unicamente por parametrização abaixo das nuvens, pois os dados meteorológicos não apresentam informação detalhada relativa às nuvens. O cálculo da deposição húmida para gases solúveis é definido com base nos parâmetros seguintes:

M	massa	(μg)
$C_{\text{água}}$	concentração do componente na água (chuva), isto é, massa da componente por volume de água	($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)
$C_{\text{gás}}$	concentração do componente na fase gasosa, isto é, massa do componente por volume de ar	($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)
t	tempo	(h)
Δt	intervalo de tempo	(h)
W	razão de lavagem, a razão $C_{\text{água}}/C_{\text{gás}}$	
P	taxa de precipitação	($\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$)

A concentração associada à deposição húmida (d) de gases é dada pela expressão:

$$d = -[C_{gás}(t + \Delta t) - C_{gás}(t)] = \left[C_{gás}(t_0) - \frac{C_{água}^*}{W} \right] (1 - \exp(-WP\Delta t / \Delta t)) \quad \text{Equação 4.14}$$

Para partículas, a deposição húmida é calculada de acordo com a formulação de Scott (1979) [in Schaap *et al.*, 2005]:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{A \times P}{V_{rd}} \times \bar{E} \quad \text{Equação 4.15}$$

onde, as variáveis apresentam a seguinte significância,

A		$(5,2 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{s}^{-1})$
P	taxa de precipitação	$(\text{m} \cdot \text{s}^{-1})$
V_{rd}	velocidade de queda de um gota de chuva	$(\text{m} \cdot \text{s}^{-1})$
E	eficiência de colheita	$(\text{SO}_4 = \text{NO}_3 = \text{NH}_3 = \text{PM finas} = 0,1; \text{PM grosseiras} = 0,4)$
		SO_4 - sulfato; NO_3 - nitrato

4.2.3. Dados de entrada

Os dados de entrada do sistema LOTOS-EUROS compreendem dados detalhados de emissões (espacial e temporalmente), informação meteorológica e a caracterização geomorfológica da região de análise (topografia e uso do solo).

Em termos de emissões, o LOTOS-EUROS contempla as antropogénicas para os poluentes: COV, óxidos de enxofre (SO_x), NO_x , NH_3 , CO, CH_4 e PM; e as biogénicas, para os poluentes: COV não metano (COVNM) e o NO. As emissões associadas ao sal marinho (aerossol marinho) são também consideradas. A Figura 4.2 representa os campos das emissões em 2004 sobre a Europa dos seguintes poluentes NO_x , SO_x , NH_3 e COV.

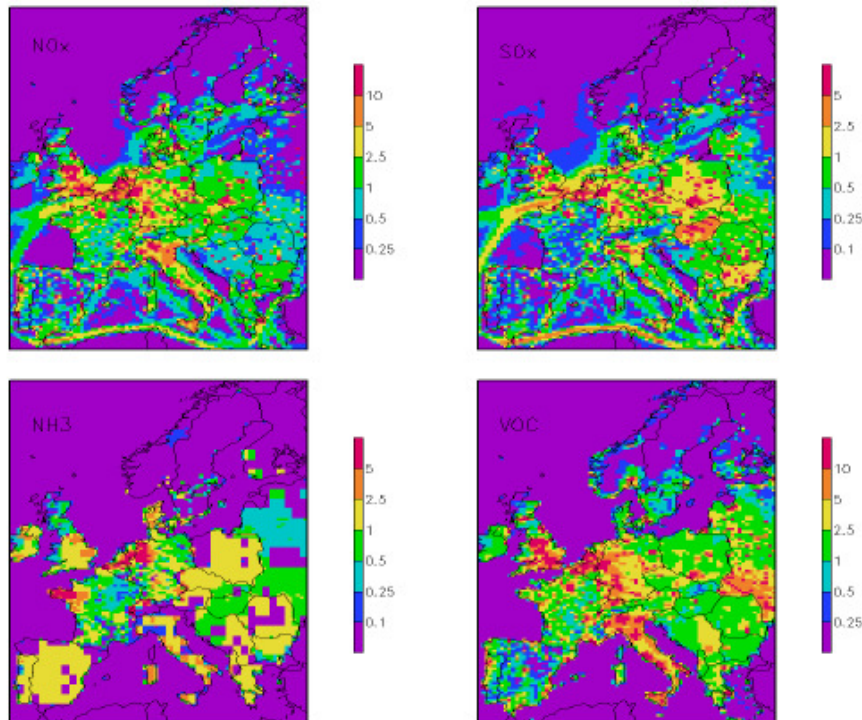


Figura 4.2 Distribuição das emissões (kton.ano^{-1}) de NO_x (como NO_2), SO_x (como SO_2), NH_3 e COV [Schaap *et al.*, 2004].

As emissões biogénicas de COVM das florestas são calculadas pelo método desenvolvido por Veldt [1991, in Schaap *et al.*, 2005], em função do tipo de floresta (caduca, conífera ou mista) e da temperatura do ar ambiente. Para o isopreno, especificamente, as emissões que ocorrem na presença de luz são determinadas com base nas seguintes expressões:

$$E_{\text{coníferas}} = 0,115 \times 10^{-5} \times e^{0,006 \times (T_k - 273)} \quad \text{Equação 4.16}$$

$$E_{\text{caducas}} = 0,403 \times 10^{-5} \times e^{0,06 \times (T_k - 273)} \quad \text{Equação 4.17}$$

onde,

$$\begin{array}{ll} E_{\text{coníferas/caducas}} & \text{emissão do isopreno} \quad (\text{g.m}^{-3}\text{h}^{-1}) \\ T_k & \text{temperatura} \quad (\text{K}) \end{array}$$

Os fluxos de emissão de sal do mar são descritos com base na formulação de Monahan *et al.* [1986, in Schaap *et al.*, 2005]. Trata-se de uma formulação empírica que estabelece dF/dr_p :

$$\frac{dF}{dr_p} = W(U_{10}) \times \frac{1}{\tau} \times \frac{dE}{dr_p} \Leftrightarrow \frac{dF}{dr_p} = 1,373 \times U_{10}^{3,41} \times (1 + 0,057 r^{1,05}) \times 10^{1,19 \exp(-B^2)} \quad \text{Equação 4.18}$$

onde,

dF/dr_p	fluxo de fonte de partículas de sal por incremento do raio da gota	$(\mu\text{m}^{-1}\text{m}^{-2}\text{s}^{-1})$
r_p	raio de gota molhado	(μm)
U_{10}	velocidade do vento a 10 m	(m.s^{-1})
$W(U_{10})$	fracção da superfície coberta por espuma	
dE/dr_p	fluxo de gotas por incremento de raio por unidade espuma	$(\mu\text{m}^{-1}\text{m}^{-2})$

De referir que no LOTOS-EUROS são estimadas as emissões de carbono negro (CN) associado às $\text{PM}_{2.5}$, e considerada a especiação dos COVNM.

A componente meteorológica, essencial ao LOTOS-EUROS, é calculada independentemente, sendo integrada no sistema periodicamente a cada três horas. Os campos meteorológicos podem ser providenciados ou através do ECMWF (European Center for Medium range Weather Forecasting) ou através do FUB (Free University of Berlin). Os parâmetros que o pré-processador de dados meteorológicos do sistema trata, com base nos dados do ECMWF ou do FUB, listam-se na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 Parâmetros dos dados meteorológicos de entrada.

Parâmetros	Unidade	ECMWF	FUB
Componente do vento U	(m.s^{-1})		✓
Componente do vento V	(m.s^{-1})		✓
Temperatura	(K)		✓
Vapor de água	(ppm)		✓
Densidade	(kg.m^{-3})		✓
Comprimento Obukov-Monin	(m)		✓
Precipitação	$(\text{mm}^{-3}\text{h}^{-1})$	✓	✓
Velocidade do vento a 10 m	(m.s^{-1})	✓	✓
Temperatura a 2 m	(K)	✓	✓
Cobertura de nuvens		✓	✓
Altura da camada de mistura	(m)		✓
Temperatura da superfície	(K)		✓
Humidade da superfície	(%)		✓
Humidade relativa a 2 m	(%)	✓	
Topo das nuvens	(m)		✓
Base das nuvens	(m)		✓
Radiação solar	(W.m^{-2})		✓
Queda de neve	$(\text{mm}^{-3}\text{h}^{-1})$		✓
Alturas de camada	(m)		✓
Alturas de camada de fronteira	(m)	✓	

O uso do solo é determinante para estabelecer as velocidades de deposição, para além de influenciar os fluxos das emissões biogénicas, tais como as emissões de isopreno e terpenos da floresta. Os dados de uso do solo usados no sistema de modelo são provenientes da base de dados PELINDA, que apresenta uma resolução de aproximadamente $1 \times 1 \text{ km}^2$. Os valores máximos compósitos mensais do NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) do instrumento AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer) do satélite NOAA constituem a principal fonte de dados para a classificação do uso do solo em 15 classes (Tabela 4.2).

Tabela 4.2 Classes de uso do solo PELINDA [Boer *et al.*, 2000 in Schaap *et al.* 2005].

Classes de uso do solo		
Área urbana	Pastagens naturais	Solo nu
Solo arável	Arbustos e herbáceas	Gelo ou neve permanente
Solo arável irrigado	Floresta de coníferas	Desertos
Copas permanentes	Floresta mista	Solo húmido
Pastagens	Floresta caduca	Mar

As condições iniciais do modelo podem ser de dois tipos: previamente calculadas com base em dados fornecidos; usada simplesmente a interpolação das condições fronteira especificadas na primeira hora de simulação.

As condições fronteira são definidas com base no EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme), para o ozono, aerossóis e seus precursores. O ozono é um gás cuja especificação ao nível das condições fronteira é determinante para um bom desempenho do modelo. Na Tabela 4.3 apresentam-se os parâmetros considerados para cada uma das espécies, com contributo ao nível das condições fronteira, designadamente: concentração média ($C_{\text{média}}$), número de dias do ano nos quais ocorre o valor máximo (d_{max}), amplitude do ciclo (ΔC), altura (Hz), e a concentração mínima próxima da superfície C_0^{min} e C_h^{min} .

Tabela 4.3 Parâmetros usados para definição das condições fronteira [Boer *et al.*, 2000 in Schaap *et al.*, 2005].

Parâmetro	C _{média}	d _{max}	ΔC	H _z	C ₀ ^{min}	C _h ^{min}
Unidades	ppb	dias	ppb	km	ppb	ppb
SO ₂	0,15	15	0,05	∞	0,15	0,03
SO ₄	0,15	180	0,00	1,6	0,05	0,03
NO	0,10	15	0,03	4,0	0,03	0,02
NO ₂	0,10	15	0,03	4,0	0,05	0,04
PAN	0,20	120	0,15	∞	0,20	0,10
HNO ₃	0,10	15	0,03	∞	0,05	0,05
CO	125,00	75	35,00	25,0	70,00	30,00
CH ₂ CH ₂	2,00	75	1,00	10,0	0,05	0,05
CH ₂ O	0,70	180	0,30	6,0	0,05	0,05
CH ₃ CHO	2,00	180	0,50	6,0	0,05	0,05

NO – óxido de azoto; NO₂ – dióxido de azoto; HNO₃ – ácido nítrico; PAN – peroxiacetil nitrato

4.3. Módulo numérico de emissões de incêndios florestais

No sentido de integrar as emissões provenientes dos incêndios florestais no sistema de modelação da qualidade do ar LOTOS-EUROS, foi desenvolvido um módulo (processador numérico) que permite adicionar estas emissões às restantes emissões (antropogénicas e biogénicas), na respectiva célula da malha de simulação. Este módulo de cálculo de emissões consiste num programa em linguagem FORTRAN, de acordo com as especificidades do sistema de modelos (ver Anexo C).

Este módulo tem por base a metodologia descrita no Capítulo 3.2, contempla a formulação e as variáveis aí consideradas, encontrando-se apto para ser aplicado para outros anos (ou períodos de tempo), bastando para tal dispor do mesmo tipo de informação relativa à ocorrência de incêndios, de modo a providenciar o preenchimento do ficheiro de entrada para cada uma das ocorrências (ver Anexo C):

- Localização geográfica (latitude/longitude e distrito);
- Localização temporal (data/hora de alerta, hora de extinção, duração da ocorrência);
- Área ardida (povoamento e matos).

A aplicação deste módulo permite obter uma grelha de emissões, que contabiliza a contribuição extraordinária dos incêndios florestais que tenham ocorrido numa

determinada célula da malha de simulação. Esta nova matriz de emissões servirá de dado de entrada para o sistema de modelos de qualidade do ar, possibilitando simular o estado da atmosfera mais correctamente (ver Anexo C), uma vez que considera as emissões de PM₁₀, CO, NO_x, HCNM, CH₄, PM_{2,5}, SO₂ e NH₃ associadas a incêndios florestais. De referir que estas emissões são introduzidas verticalmente ao nível da camada de mistura.

Na Figura 4.3 apresenta-se o enquadramento da metodologia aqui apresentada, em termos de dados de entrada, que tornam possível a sua aplicação, e de dados de saída, que constituem a informação imprescindível, a considerada ao nível da modelação da qualidade do ar.

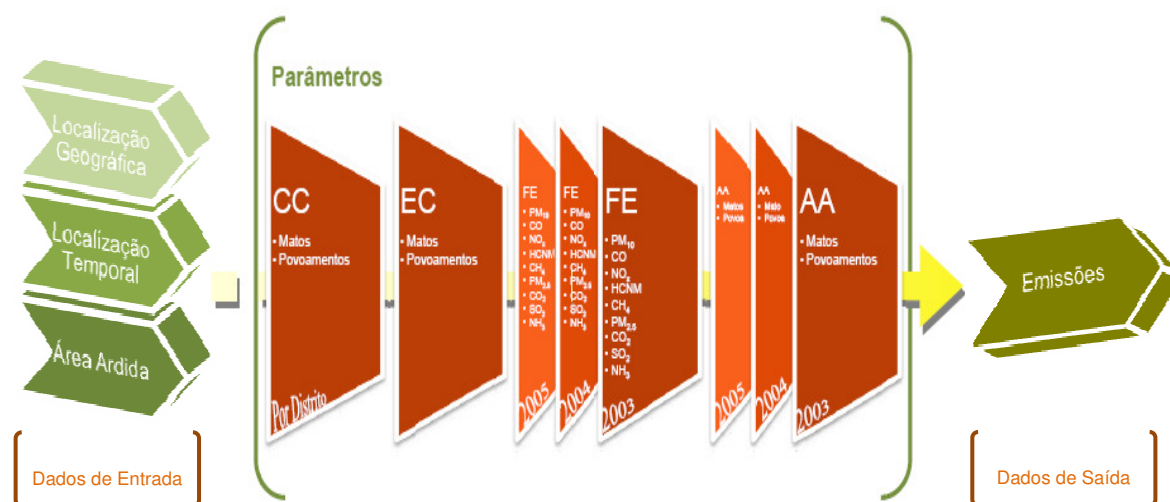


Figura 4.3 Visão global da metodologia de cálculo das emissões dos incêndios florestais.

Relativamente à simulação da progressão do fogo, admitiu-se que a emissão de poluentes associada a um determinada ocorrência evolui em termos de dispersão uniformemente em todas direcções da célula associada ao ponto de ignição.

Agora que é conhecido o sistema LOTOS-EUROS e o módulo de cálculo de emissões, o passo seguinte é a aplicação desta ferramenta de modelação da qualidade do ar, objectivo de avaliar os impactos das emissões dos incêndios na qualidade do ar.

5. AVALIAÇÃO DO IMPACTO DOS INCÊNDIOS NA QUALIDADE DO AR

Em virtude da presente avaliação visar a influência de incêndios florestais na qualidade do ar para os anos 2003, 2004 e 2005 focalizou-se o estudo no impacto destas emissões na degradação da qualidade do ar. De facto, a análise dos níveis de concentração de poluentes medidos, durante a época estival dos anos 2003 a 2005, nas redes regionais de monitorização da qualidade do ar evidencia a significativa contribuição dos incêndios florestais para episódios de poluição atmosférica. Tendo em conta este objectivo, foi utilizada a abordagem que recorre ao sistema de modelação LOTOS-EUROS para simular numericamente a qualidade do ar no triénio 2003-2005 (Capítulo 4), tendo em conta as emissões dos incêndios florestais estimadas no Capítulo 3.

5.1. Descrição das simulações

Tal como já referido, foram realizadas simulações para os anos 2003-2005 para o período de tempo compreendido entre 1 de Junho e 30 de Setembro, recorrendo ao LOTOS-EUROS, um modelo químico de transporte 3D desenvolvido para simulação da poluição do ar na baixa troposfera. Verticalmente o modelo considera quatro camadas até 3,5 km e acima destas, assume uma camada dinâmica. A utilização deste sistema de modelação da qualidade do ar iniciou-se com a aplicação, numa primeira fase, à escala europeia, com uma resolução horizontal de $0,5^\circ \times 0,25^\circ$ (aproximadamente $35 \times 25 \text{ km}^2$ na Europa), tendo como objectivo providenciar as condições fronteira, para posterior *nesting*, sobre o domínio de Portugal com um factor de 2 ($17,5 \times 12,5 \text{ km}^2$).

Para a simulação à escala de Portugal continental realizaram-se duas simulações: uma designada por simulação de referência (SR), em que não foram consideradas as emissões provenientes dos incêndios florestais; e a segunda, designada de simulação com incêndios (SI), que integra a contribuição dos incêndios florestais, através do módulo de emissões descrito no Capítulo 4.

As opções de simulação listam-se na Tabela 5.1, podendo o ficheiro de controlo ser visualizado no Anexo D. A selecção das condições de simulação baseou-se na adequação destas aos resultados pretendidos, designadamente na selecção das espécies químicas envolvidas nos processos, na medida em que estas condicionam as concentrações dos poluentes PM_{10} e O_3 .

Tabela 5.1 Opções de corrida consideradas no sistema de modelos LOTOS-EUROS.

Parâmetro	Especificações
Módulo químico	CBM4, incluiu aerossol secundário orgânico, aerossol primário e aerossol marinho
Meteorologia	FUB
Espécies	Aerossóis: SO_4 ; NO_3 ; NH_4
	Partículas: CN; $PM_{2,5}$; PM_{10} ; Na
	Gases: O_3 ; NO_2 ; NO; COV

Na determinação das PM_{10} consideraram-se as seguintes espécies: CN, $PM_{2,5}$, PM_{10} , SO_4 , NO_3 , NH_4 e sódio (Na), passíveis de contabilização da fracção particulada com diâmetro inferior a 10 μm . A química de ozono simulada é descrita com base no mecanismo CBM4 modificado. O modelo incorpora as partículas primárias (resultantes da combustão): carbono elementar e carbono orgânico, o sal marinho e os aerossóis inorgânicos secundários (SIA: SO_4 , NO_3 , NH_4). A matéria crustal (MC) e os aerossóis orgânicos secundários (SOA) não são ainda incorporados, devido a lacunas de conhecimento relativas, quer às emissões de MC, quer às vias de formação de SOA.

5.2. Análise dos resultados

A análise dos resultados modelados consistiu em duas abordagens, uma designada de validação estatística e a outra de impacto dos incêndios na qualidade do ar. A primeira visa avaliar o desempenho do modelo, enquanto que a segunda visa estimar o impacto das emissões dos incêndios na qualidade do ar.

Esta avaliação da qualidade do ar compreendeu a análise dos poluentes PM_{10} e O_3 , diagnosticados como os poluentes mais críticos no panorama nacional, e para os quais se registaram ultrapassagens em várias estações de monitorização.

Os resultados simulados nas situações SR e SI foram confrontados, não só relativamente aos valores observados nas redes regionais de monitorização da qualidade do ar, mas também, entre si, no sentido de averiguar qual a importância do impacto dos incêndios na qualidade do ar, em termos quantitativos.

5.2.1. Validação dos resultados da modelação

A avaliação do desempenho do modelo foi realizada para o período de Junho a Setembro através da comparação dos dados simulados com dados medidos nas estações de monitorização, cuja classificação é de fundo e cuja eficiência de recolha de dados satisfaz os requisitos legais. O objectivo é a validação estatística dos resultados simulados relativamente aos monitorizados.

Tendo por base o critério de selecção que se baseia na eficiência de aquisição de dados, 85 % e 70 %, para as PM_{10} e O_3 , respectivamente, foram apuradas as estações de fundo localizadas em Portugal continental que verificavam o cumprimento destes requisitos. As seleccionadas são as apresentadas na Tabela 5.2, para cada um dos poluentes em análise em cada um dos anos (2003-2005).

Verifica-se uma cobertura espacial reduzida em termos das estações de qualidade do ar consideradas no território português, e sua concentração nos distritos do litoral. Salienta-se, no entanto, que ao longo do triénio em causa se apurou um alargamento da distribuição espacial das estações de monitorização. Ainda que não seja problemático, esta evidência condiciona a abrangência da validação dos resultados, em termos de cobertura geográfica. De referir ainda, que estão disponíveis para validação dos valores simulados em 2003, ano em que se verifica o menor número de estações, nove com dados de PM_{10} e dezasseis com dados de O_3 . Relativamente à cobertura em termos de distritos, constata-se seis e sete estações para PM_{10} e O_3 , respectivamente.

Tabela 5.2 Eficiência de aquisição de dados das estações de fundo em 2003-2005.

Estação	Distrito	Eficiência de aquisição de dados (%)					
		2003		2004		2005	
		PM ₁₀	O ₃	PM ₁₀	O ₃	PM ₁₀	O ₃
Senhora do Minho	Viana do Castelo	-	-	-	-	-	99
Calendário	Braga	-	-	93	95	93	98
Horto		-	-	98	99	93	99
Centro de Lacticínios	Porto	-	-	100	98	100	100
Ermesinde		-	89	98	99	-	100
Santo Tirso		-	92	-	100	89	83
Vila Nova da Telha		-	-	99	99	100	100
Leça do Balio		98	-	99	86	-	83
Lamas de Olo	Vila Real	-	-	87	88	93	98
Ílhavo	Aveiro	100	100	-	99	100	100
Instituto Geofísico de Coimbra	Coimbra	100	100	-	99	94	95
Fundão	Castelo Branco	-	97	-	81	99	99
Ervedeira	Leiria	94	-	-	99	95	100
Chamusca	Santarém	-	100	-	94	98	100
Alfragide/Amadora	Lisboa	-	-	-	-	-	97
Beato		-	100	-	-	-	97
Loures		99	100	99	99	99	100
Mem-Martins		98	100	-	96	93	95
Olivais		-	91	97	100	-	90
Paio Pires		-	-	-	97	-	91
Quinta do Marquês		100	100	91	100	-	100
Reboleira		100	100	-	100	-	100
Restelo		-	100	-	95	-	-
Arcos	Setúbal	-	88	-	-	-	100
Camarinha		99	100	-	-	100	100
Monte Velho		-	97	-	77	97	-
Terena	Évora	-	-	-	-	98	100
Cerro	Faro	-	-	-	-	98	98
Joaquim Magalhães		-	-	-	-	93	99
Malpique		-	-	-	-	99	100
Pontal		-	-	-	-	99	100
Total de estações		9	16	10	21	20	29

Para a validação estatística foram considerados os seguintes parâmetros: o erro quadrático médio (EQM), o erro sistemático (BIAS) e o factor de correlação (r), calculados com base nas expressões seguintes:

$$EQM = \sqrt{\sum_{i=1}^N (O_i - M_i)^2} \quad \text{Equação 5.1}$$

$$BIAS = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (O_i - M_i) \quad \text{Equação 5.2}$$

$$r = \frac{\sum_{i=1}^N (O_i - \bar{O})(M_i - \bar{M})}{\sigma_O \sigma_P \times (N-1)} \quad \text{Equação 5.3}$$

N representa o número total de valores, O_i corresponde ao valor observado do poluente i e M_i à respectiva concentração simulada. Este conjunto de três parâmetros fornece informação complementar (não sobreposta), e deve, como tal, ser usado integradamente, permitindo melhor avaliar o desempenho do sistema de modelação.

Na Tabela 5.3 são apresentados os resultados da comparação estatística entre os valores de concentração média, diária de PM_{10} e horária para o O_3 , observados e modelados (calculando a média das estações de monitorização existentes em cada distrito), para cada uma das simulações (SR e SI), em cada um dos anos.

De uma forma geral, o desempenho do sistema de modelos é razoável, verifica-se que a nível distrital a inclusão das emissões dos incêndios florestais traduziu-se na diminuição inequívoca do EQM e do BIAS no caso das PM_{10} , já no caso do O_3 a diminuição dos erros não é generalizada. Quanto à correlação entre os dados observados e simulados e assiste-se a um aumento deste parâmetro para as PM_{10} , no caso do O_3 a correlação ou se mantém ou aumenta na SI.

Se atendermos à comparação dos dois poluentes em análise, é possível realçar que as PM_{10} apresentam menores EQM; por sua vez o BIAS apresenta em média valores positivos para as PM_{10} e no caso do O_3 , valores ora negativos ora positivos, em função do distrito. Valores de BIAS negativos denotam sobrestimativa, por oposição os valores positivos denotam subestimativa. Assim, a nível distrital verifica-se que as PM_{10} constituem um poluente cujas concentrações são subestimadas, enquanto que os níveis de O_3 são sobrestimados.

Tabela 5.3 Análise estatística do desempenho do sistema de modelo na simulação referência (SR) e na simulação com emissões de incêndios florestais (SI), por distrito, para PM₁₀ e O₃ para 2003, 2004 e 2005.

Distrito	PM ₁₀						O ₃					
	EQM (µg.m ⁻³)		BIAS (µg.m ⁻³)		r		EQM (µg.m ⁻³)		BIAS (µg.m ⁻³)		r	
	SR	SI	SR	SI	SR	SI	SR	SI	SR	SI	SR	SI
2003												
Porto	21,82	21,43	36,03	34,90	0,63	0,67	41,51	41,73	-83,58	-88,92	0,67	0,68
Aveiro	20,70	20,07	33,85	31,89	0,53	0,48	43,70	43,83	-116,36	-129,52	0,67	0,69
Coimbra	22,30	20,67	38,54	34,12	0,48	0,65	40,87	40,59	-62,23	-69,27	0,65	0,68
Castelo Branco	-	-	-	-	-	-	40,31	39,99	3,29	1,11	0,51	0,53
Leiria	19,89	18,45	30,33	26,82	0,48	0,63	-	-	-	-	-	-
Santarém	-	-	-	-	-	-	43,68	43,99	15,30	14,60	0,44	0,44
Lisboa	17,55	17,01	22,92	21,28	0,54	0,49	43,26	43,27	9,80	8,58	0,45	0,47
Setúbal	18,96	18,43	28,19	26,21	0,38	0,51	40,21	40,23	-27,54	-31,21	0,55	0,56
Média	20,20	19,34	31,65	29,21	0,53	0,55	41,93	41,95	-37,33	-42,09	0,56	0,58
2004												
Braga	18,32	18,12	25,88	25,50	0,37	0,55	44,80	44,82	-19,07	-19,16	0,63	0,63
Vila Real	15,15	14,62	14,02	12,96	0,20	0,45	44,51	44,64	23,07	23,06	0,40	0,40
Porto	18,40	18,23	24,83	24,45	0,46	0,56	44,58	44,64	-21,54	-21,62	0,59	0,59
Aveiro	-	-	-	-	-	-	44,94	44,99	-26,54	-26,66	0,62	0,62
Coimbra	-	-	-	-	-	-	55,88	55,98	-61,46	-61,66	0,30	0,30
Castelo Branco	-	-	-	-	-	-	45,10	45,12	-12,93	-13,26	0,53	0,53
Leiria	-	-	-	-	-	-	42,17	42,21	-22,26	-22,36	0,58	0,58
Santarém	-	-	-	-	-	-	39,95	39,95	-2,44	-2,55	0,54	0,54
Lisboa	16,95	16,89	19,82	19,72	0,40	0,44	42,72	42,74	1,40	1,36	0,45	0,45
Setúbal	-	-	-	-	-	-	52,16	52,18	-39,14	-39,21	0,61	0,61
Média	17,20	16,96	21,13	20,66	0,36	0,50	45,93	45,98	-17,54	-17,66	0,50	0,50
2005												
Viana do Castelo	-	-	-	-	-	-	43,73	43,48	14,42	14,30	0,44	0,44
Braga	18,16	13,58	23,83	16,84	0,38	0,82	44,77	41,07	-24,48	-25,27	0,74	0,75
Vila Real	22,04	17,28	34,52	26,44	0,42	0,77	40,57	40,19	-13,20	-14,12	0,67	0,69
Porto	22,12	16,71	28,50	20,23	0,31	0,75	67,64	53,23	45,93	45,28	0,55	0,56
Aveiro	18,38	13,38	23,58	15,76	0,54	0,78	39,77	42,09	-25,23	-26,56	0,69	0,71
Coimbra	22,51	16,74	37,07	22,25	0,37	0,76	39,25	41,73	-20,77	-21,18	0,66	0,65
Castelo Branco	23,64	18,67	27,20	20,36	0,12	0,58	47,93	35,78	0,33	-1,51	0,63	0,67
Leiria	27,84	20,50	42,31	32,79	0,42	0,85	38,11	38,57	-17,47	-18,09	0,67	0,66
Santarém	24,45	20,27	34,00	27,00	0,24	0,77	-	-	-	-	-	-
Lisboa	20,56	16,82	24,15	20,09	0,43	0,57	43,60	42,03	7,72	7,05	0,52	0,53
Setúbal	20,17	17,90	31,67	29,74	0,45	0,71	58,04	42,82	-13,42	-14,21	0,56	0,58
Évora	20,14	18,15	31,64	30,31	0,47	0,69	52,38	38,73	-23,92	-24,97	0,58	0,59
Faro	19,61	17,83	31,57	30,89	0,51	0,59	62,21	34,84	-8,34	-8,83	0,62	0,62
Média	21,64	17,32	30,84	24,39	0,39	0,72	48,17	41,21	-6,54	-7,34	0,61	0,62

A maior diferença entre as SR e SI, que se traduz num maior impacto dos incêndios na qualidade do ar, relativamente às PM_{10} é registada no ano 2005 nos distritos de Braga, Porto, Vila Real, Aveiro, Castelo Branco e Santarém; e no caso do O_3 em 2003, nos distritos de Aveiro e Coimbra.

No Anexo E apresentam-se os resultados da validação do sistema de modelação LOTOS-EUROS para os anos 2003-2005, por comparação directa com os valores observados em cada estação de monitorização, e para ambos os poluentes em estudo (PM_{10} e O_3).

A análise estatística mais detalhada para o ano 2003, por estação, é apresentada nas Figura 5.1 e Figura 5.2, para as PM_{10} e para o O_3 , respectivamente.

Relativamente às PM_{10} (Figura 5.1), verifica-se em todas as estações a diminuição dos erros quando são incorporadas as emissões dos incêndios, que é particularmente evidente na estação do Instituto Geofísico de Coimbra. Em termos do BIAS, observa-se em todas as estações, que este parâmetro assume valores positivos, que indicam que as concentrações de PM_{10} são subestimadas, em ambas as simulações.

Em termos de correlação, verifica-se que nas estações de Ílhavo, Loures e Camarinha a correlação diminuiu na SI, nas restantes estações aumenta, sendo que na estação do Instituto Geofísico de Coimbra este aumento é particularmente evidente (0,65). Em suma, a estação do Instituto Geofísico apresenta-se como sendo aquela em que o contributo das emissões dos incêndios surtiu melhorias mais notórias.

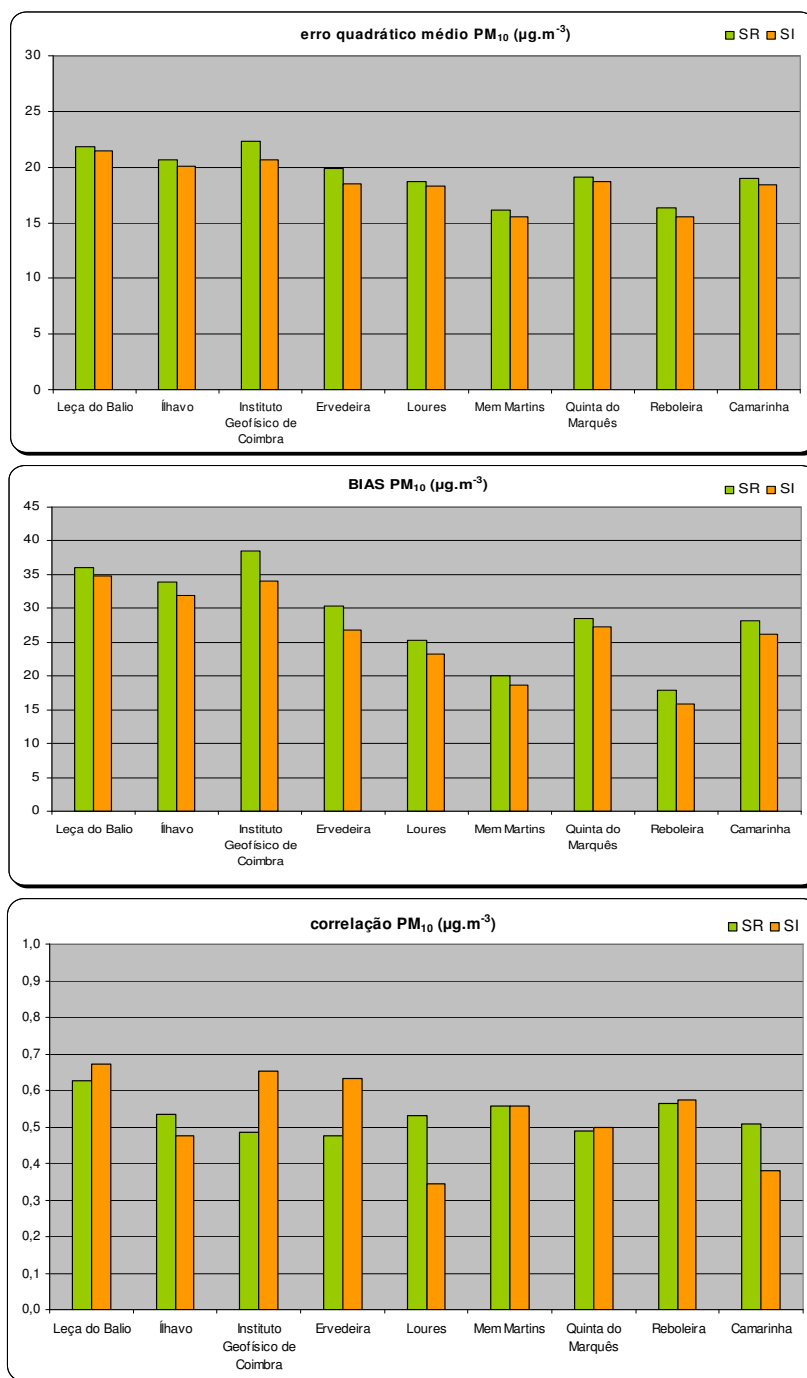


Figura 5.1 Parâmetros estatísticos (EQM, BIAS e r) obtidos na validação do sistema de modelos para o ano 2003, para cada estação de monitorização de PM₁₀.

No que ao O₃ (Figura 5.2) diz respeito, não é evidente que a inclusão das emissões dos incêndios se tenha traduzido numa melhoria do desempenho do sistema de modelos, pelo menos em termos de erros dos valores modelados face aos observados nas

estações. Assiste-se a uma variabilidade no conjunto das estações consideradas, com melhorias pontuais, ainda que diminutas. No entanto, na maioria das estações a SI apresenta erros superiores face à SR. O carácter não linear e complexo da química do O_3 pode estar na base deste aparente pior desempenho do sistema de modelos, ao considerar as emissões dos incêndios florestais. De facto, as maiores emissões de precursores de O_3 , associadas aos fogos, podem levar ao consumo desse oxidante e não à sua maior formação.

O parâmetro BIAS apresenta valores diferenciados nas estações, na medida em que algumas apresentam valores negativos, enquanto que outras apresentam valores positivos, que inferem acerca de sobrestimativa e subestimativa dos valores simulados de concentração de O_3 , respectivamente. Em termos de variação do EQM e do BIAS, assiste-se a amplitude considerável, que denota diferenças relevantes ao nível das estações.

Em termos de correlação para o poluente O_3 , na maioria das estações ela aumenta na SI. Verificam-se valores de correlação superiores a 0,6 nas estações de Ermesinde, Ílhavo e Instituto Geofísico de Coimbra, e superior a 0,7 na estação de Santo Tirso.

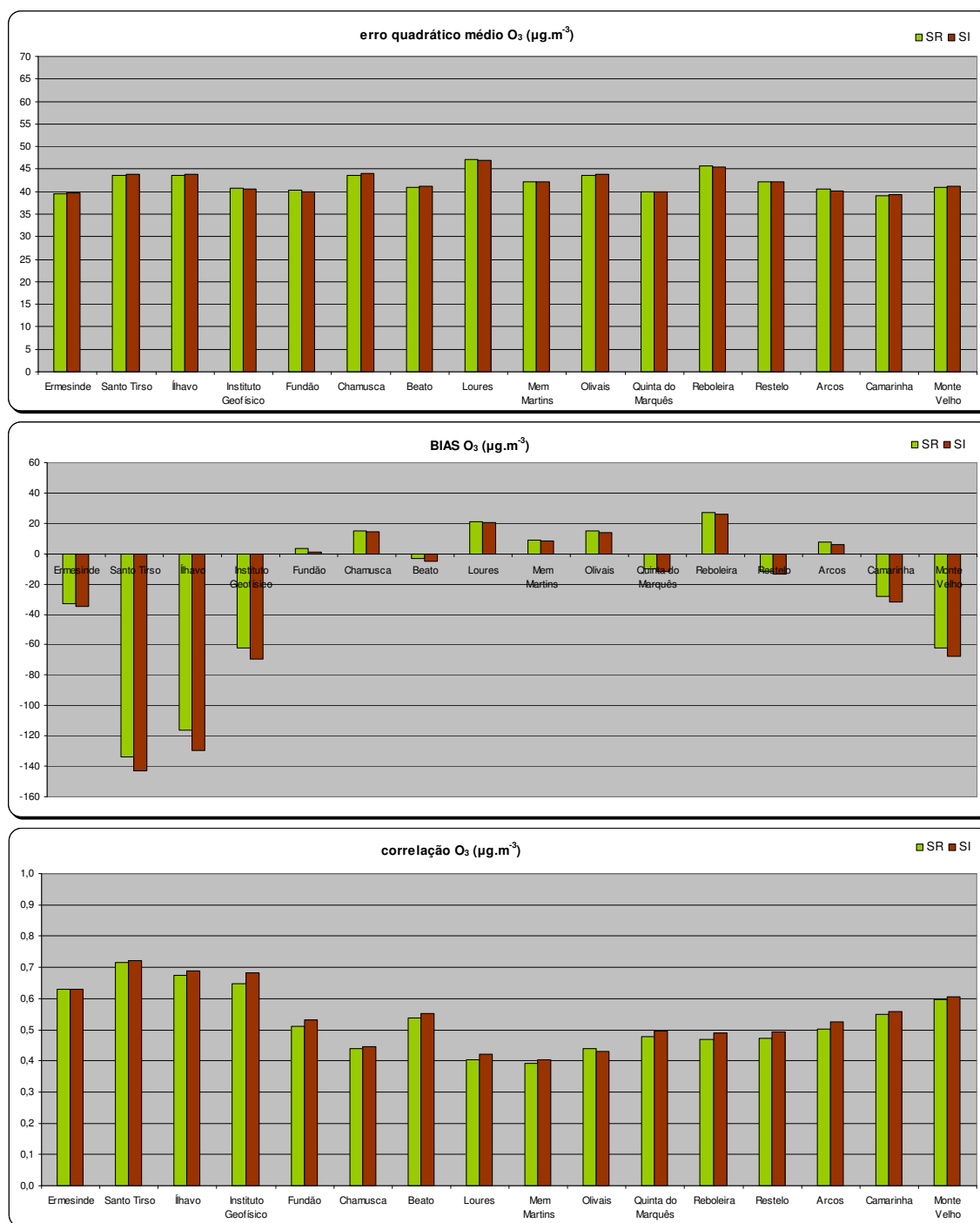


Figura 5.2 Parâmetros estatísticos (EQM, BIAS e r) obtidos na validação do sistema de modelos, para o ano 2003, para cada estação de monitorização de O₃.

De seguida, apresenta-se a análise estatística por estação para o ano 2004 e nas Figura 5.3 e Figura 5.4 para as PM_{10} e para o O_3 , respectivamente.

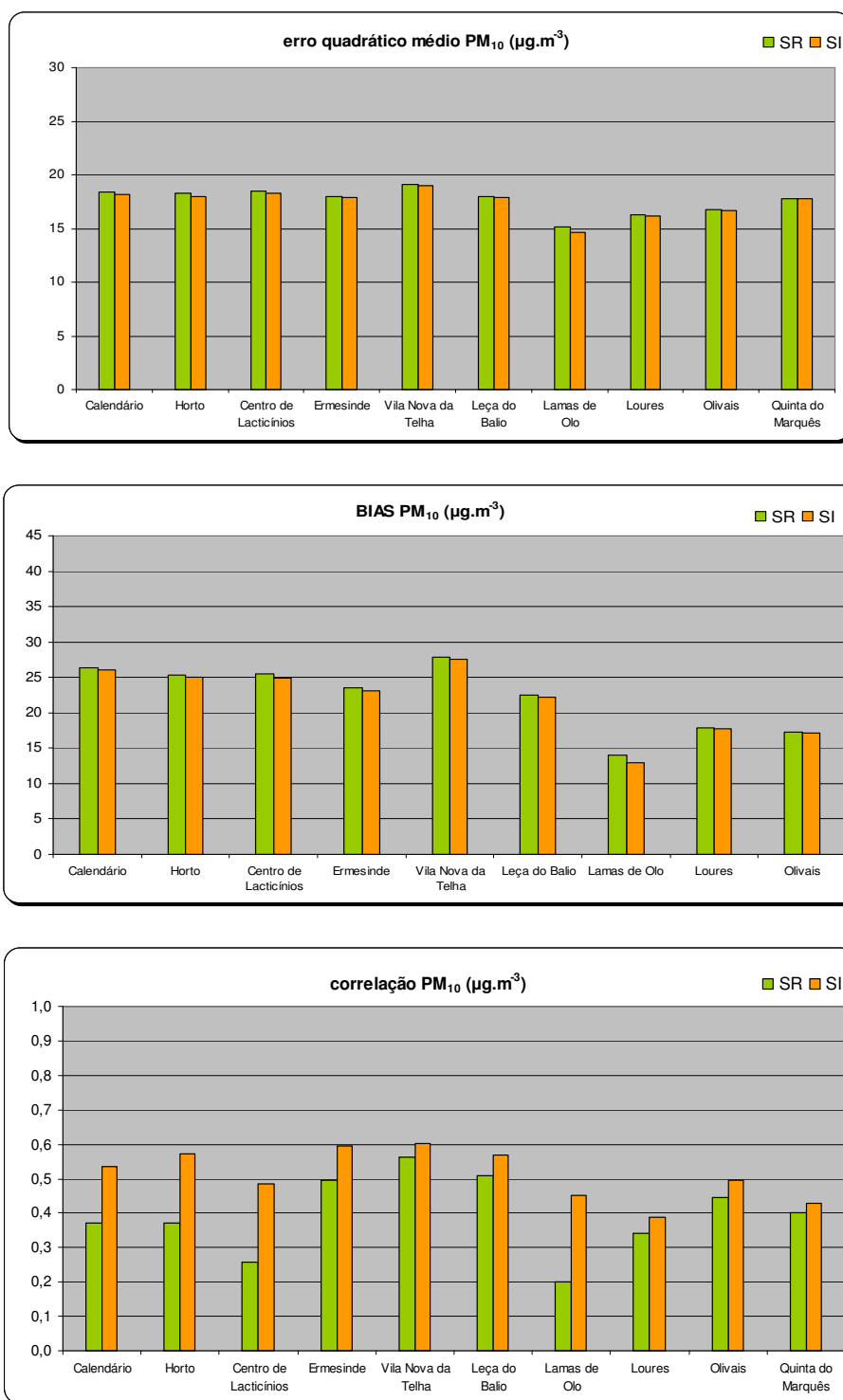


Figura 5.3 Parâmetros estatísticos (EQM, BIAS e r) obtidos na validação do sistema de modelos, para o ano 2004, para cada estação de monitorização de PM_{10} .

Relativamente às PM_{10} (Figura 5.3), em todas as estações o EQM e o BIAS diminuem quando são incorporadas as emissões dos incêndios, ainda que ligeiramente. Quanto ao BIAS, em todas as estações este parâmetro assume valores positivos, que indicam que as concentrações de PM_{10} são subestimadas. Em termos de correlação, verifica-se que este parâmetro aumenta em todas as estações na SI, e significativamente nas estações de Calendário, Horto, Centro de Lacticínios e Lamas de Olo, na ordem dos 40 %.

No que ao O_3 (Figura 5.4) diz respeito não é muito claro que a inclusão das emissões dos incêndios se tenha traduzido numa melhoria do desempenho do sistema de modelos. De um modo geral, não se assiste a diferenças relevantes entre as SR e a SI, embora pontualmente exista uma ligeira melhoria.

Também no ano 2004, o BIAS apresenta valores negativos e positivos nas estações consideradas, ou seja, os níveis de O_3 ora são sobrestimados ora são subestimados, consoante a estação em causa. Como exemplos, as estações de Lamas de Olo, Loures e Reboleira, apresentam uma subestimativa dos níveis de O_3 , enquanto que nas estações do Instituto Geofísico de Coimbra e de Monte Velho a sobrestimativa é particularmente evidente.

Em termos de correlação para o poluente O_3 , não se assiste a diferenças relevantes entre as simulações SR e SI. Salienta-se a existência de valores de correlações superiores a 0,6 nas estações de Calendário, Horto, Santo Tirso e Ílhavo.

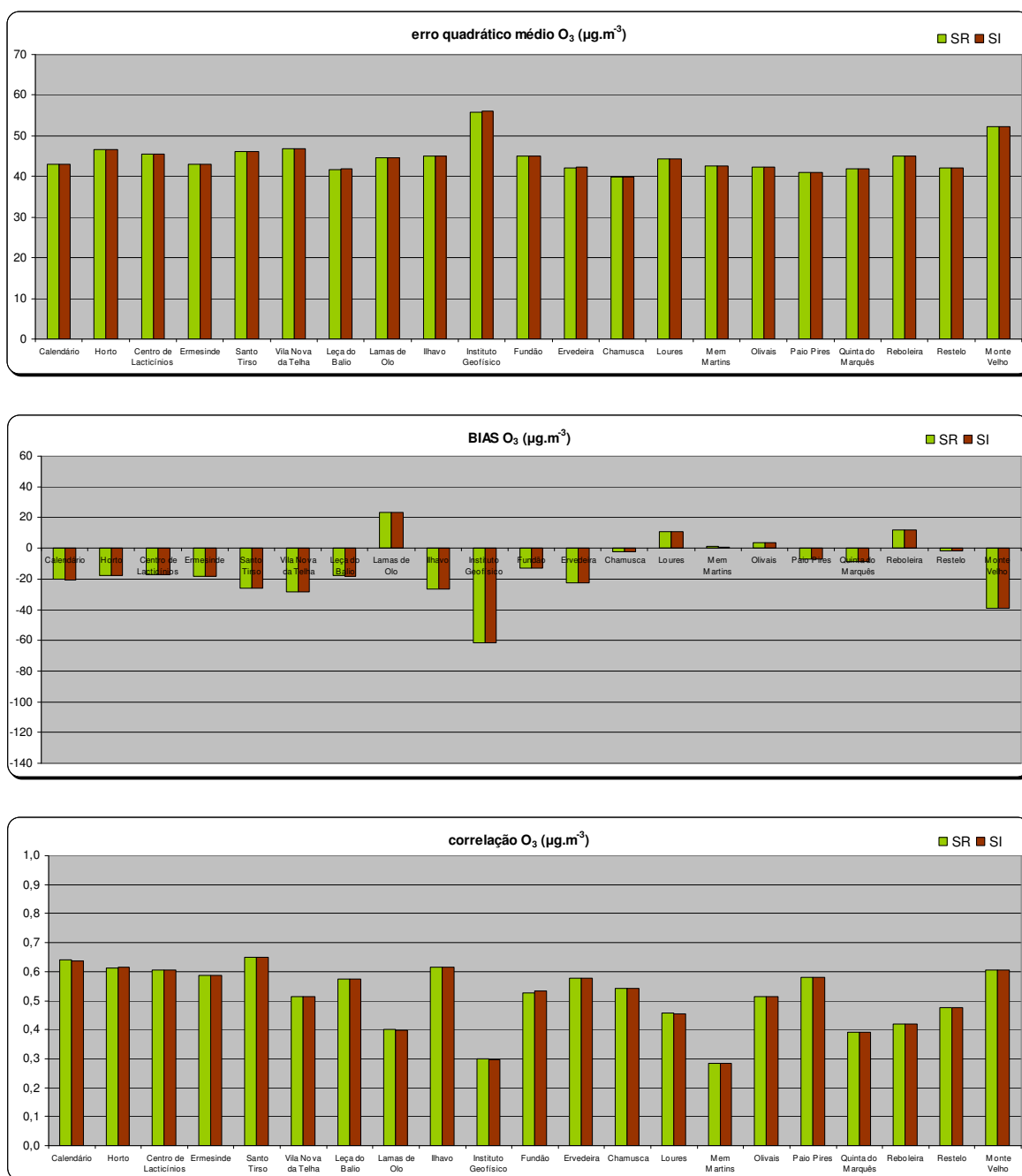


Figura 5.4 Parâmetros estatísticos (EQM, BIAS e r) obtidos na validação do sistema de modelos, para o ano 2004, para cada estação de monitorização de O₃.

Para o ano 2005, também se detalha a análise estatística ao nível da estação, Figura 5.5 e Figura 5.6, para as PM₁₀ e para o O₃, respectivamente.

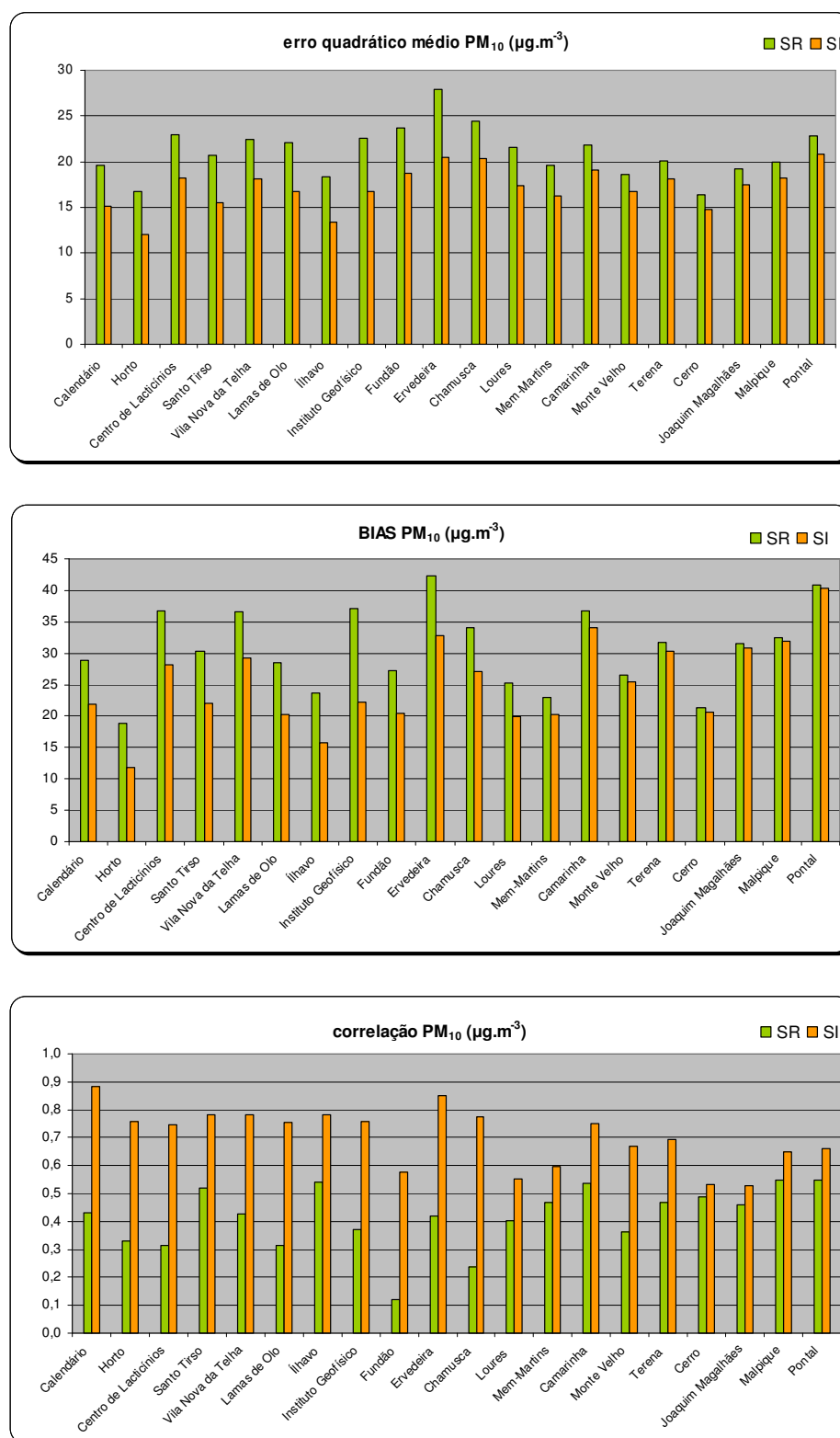


Figura 5.5 Parâmetros estatísticos (EQM, BIAS e r) obtidos na validação do sistema de modelos, para o ano 2005, para cada estação de monitorização de PM₁₀.

Relativamente às PM_{10} em 2005 (Figura 5.5), verifica-se que em todas as estações o EQM e o BIAS diminuem muito quando são incorporadas as emissões dos incêndios, o que releva uma expressiva melhoria do desempenho do sistema LOTOS-EUROS. Verifica-se também em 2005, tal como nos anos anteriores, a subestimativa das concentrações de PM_{10} (BIAS > 0).

Em termos de correlação, na SI assiste-se a um aumento deste parâmetro em todas as estações, em média 40 %; as estações de Calendário e Ervedeira apresentam valores superiores a 0,8.

No que ao O_3 diz respeito (Figura 5.6) é evidente, o que não acontecia em anos anteriores, que a inclusão das emissões dos incêndios traduziu-se numa melhoria do desempenho do sistema de modelos. Em particular, o EQM na SI diminuiu na maioria das estações, em algumas assiste-se a reduções superiores a 50 % (Arcos, Camarinha, Cerro, Joaquim Magalhães, Malpique e Pontal). Também no ano 2005 o BIAS apresenta valores negativos e positivos nas estações consideradas, o que também se verificou nos anos anteriores, ou seja, os níveis de O_3 ora são sobrestimados ora são subestimados consoante a estação em causa. Relativamente à correlação destacam-se as estações do Horto, Calendário Santo Tirso e Instituto Geofísico, com valores superiores a 0,7.

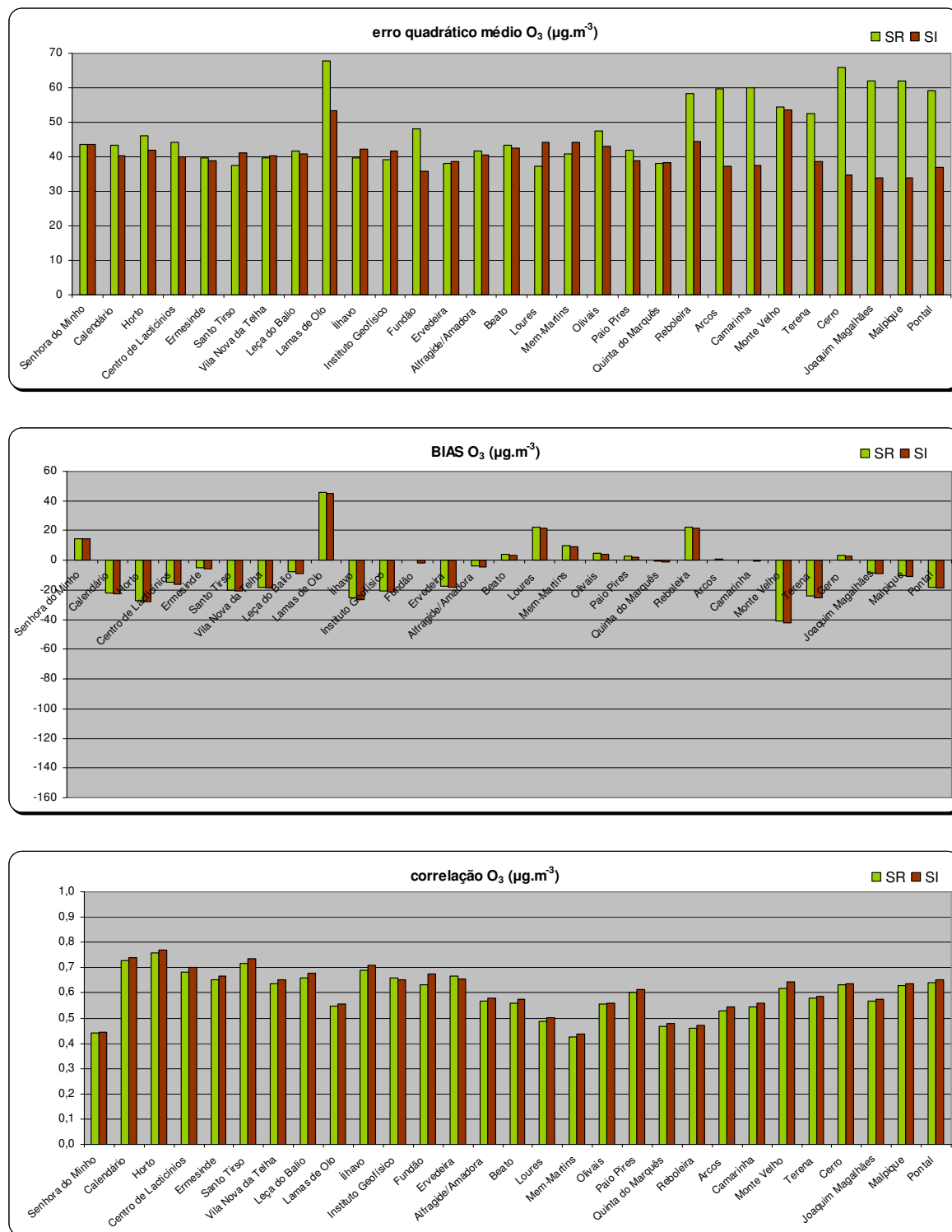


Figura 5.6 Parâmetros estatísticos (EQM, BIAS e r) obtidos na validação do sistema de modelos, para o ano 2005, para cada estação de monitorização de O₃.

Em suma, face à análise dos parâmetros estatísticos que traduzem o desempenho do sistema LOTOS-EUROS por estação, constata-se que a simulação dos níveis de PM_{10} apresenta valores de EQM e BIAS inferiores relativamente ao O_3 . É evidente a influência das emissões dos fogos na melhoria do desempenho do modelo na simulação das PM_{10} em 2005, a correlação passa de 0,39 na SR para 0,72 na SI. Quanto ao O_3 , o contributo das emissões dos incêndios não é evidente para as concentrações deste poluente, na medida em que não se registam diferenças relevantes.

É pertinente questionar a abrangência espacial da validação dos resultados, uma vez que a maioria das estações consideradas estão localizadas no litoral, e os grandes incêndios ocorreram predominantemente nos distritos do interior do país. Esta evidência pode ter condicionado a avaliação do desempenho do modelo.

No sentido de perspectivar possíveis condicionantes ao nível do desempenho do sistema de modelos, capazes de justificar a sua razoabilidade, dirigiu-se uma atenção focalizada ao nível das emissões, uma vez que este sistema de modelos já foi validado anteriormente em termos das componentes química e de transporte. Estudos prévios mostraram que o LOTOS-EUROS subestima as concentrações PM_{10} significativamente, principalmente devido às fracções que não são modeladas [Schaap *et al.* 2004; 2007; van Loon *et al.* 2007]. Em Monteiro *et al.* (2007) é possível verificar que para o domínio de Portugal as emissões de PM_{10} consideradas no sistema em causa são subestimadas, este facto confirma a tendência dos valores de BIAS obtidos neste trabalho.

5.2.2. Impacto dos incêndios florestais

A ocorrência de incêndios florestais é associadas muitas vezes à ocorrência de episódios de poluição atmosférica, fotoquímica e particulada, na medida em que podem ser responsáveis parcialmente ou totalmente pela ocorrência deste tipo de impactos. Nesta fase do trabalho pretende-se a identificação de situações verificadas em Portugal durante o Verão de 2003, 2004 e 2005 nas quais seja evidente a influência da ocorrência de incêndios florestais na degradação da qualidade do ar, no que às PM_{10} e O_3 diz respeito.

Na tentativa de comparar, mais uma vez, as simulações SR e SI realizadas em termos de variação diária, foi necessária a selecção de um conjunto de dias em que o impacto das emissões dos grandes incêndios fosse particularmente relevante. Assim, foi fundamental recorrer à variabilidade diária de área ardida registada no período em análise de 1 de Junho a 30 de Setembro (Figura 5.7) De referir que se acoplou a cada dia a área ardida

em cada incêndio que teve alerta nesse dia, ou seja é meramente indicativa, pois não se considerou a duração da ocorrência.

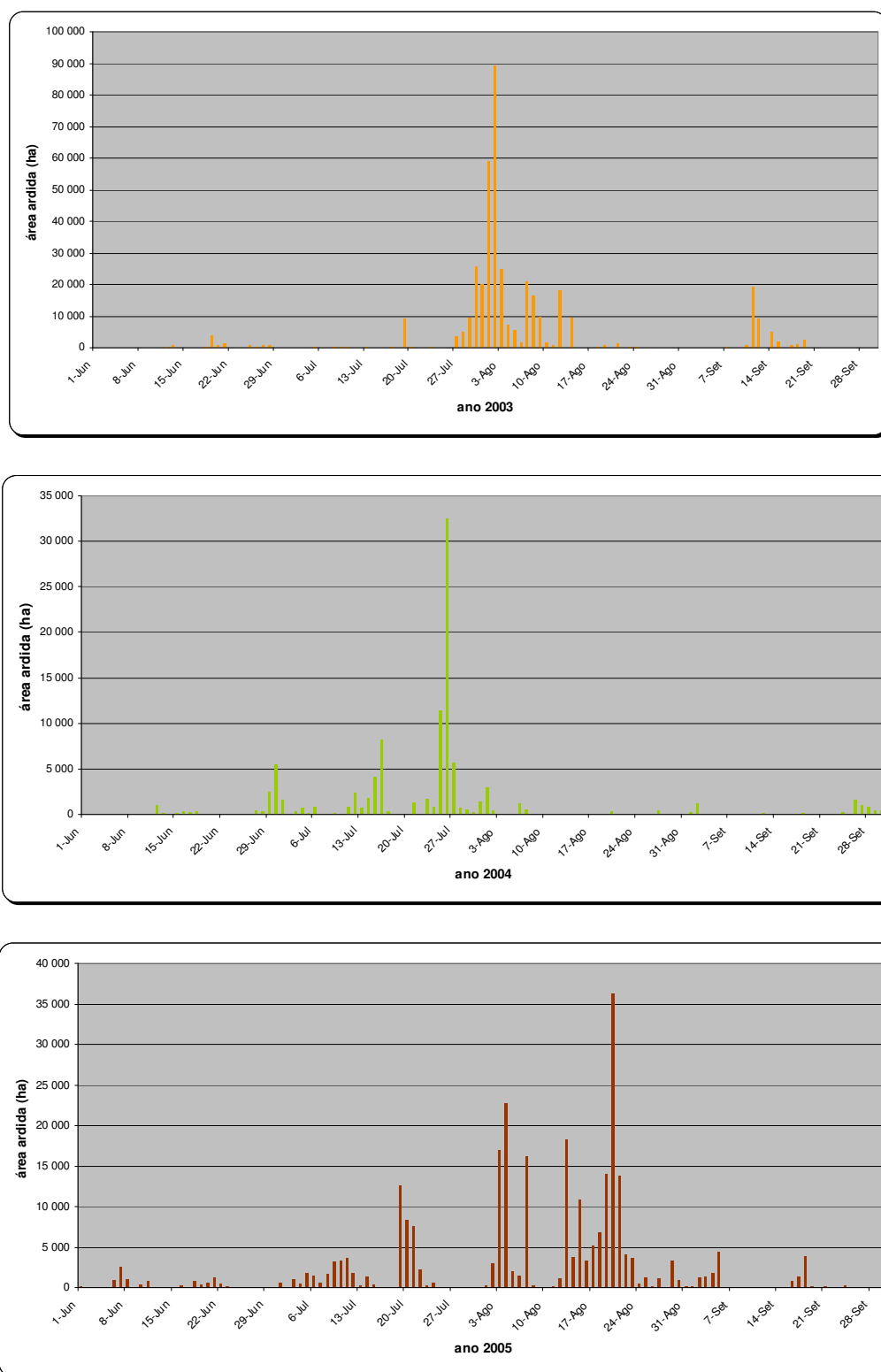


Figura 5.7 Distribuição diária dos grandes incêndios florestais durante o Verão de 2003-2005.

É evidente a existência de um período de tempo, em cada um dos anos, durante o qual a área ardida foi particularmente elevada, assim em 2003: este período teve início no dia 28 de Junho e terminou a 14 de Agosto, durante o qual ardeu cerca de 82 % da área consumida em grandes incêndios; em 2004, de 12 a 16 e de 25 a 27 de Julho; em 2005, de 3 a 8 e de 13 a 21 de Agosto.

O valor mais elevado de área ardida em 2003 foi registado no dia 2 de Agosto; em 2004 foi no dia 26 de Julho; e em 2005 foi no dia 20 de Agosto. Este tipo de abordagem pode ser limitativa, no entanto constitui uma possibilidade, na medida em que se considera que aos dias em que se verificou maior área ardida estão associados os impactos mais pronunciados na qualidade do ar.

Com base nos dados anteriores seleccionaram-se para cada um dos anos três dias, aqueles em que a área ardida foi particularmente mais elevada em cada um dos anos: 2 a 4 de Agosto de 2003; 25 a 27 de Julho de 2004; e 19 a 21 de Agosto de 2005. Tendo-se verificado, para cada um dos referidos dias, a existência de ultrapassagens dos VL das PM_{10} e ao LI do O_3 .

Para cada um dos períodos referidos apresenta-se a diferença espacial entre a SR e a SI para a média diária de PM_{10} , bem como a média diária de PM_{10} na SI em cada um dos dias (Figura 5.8, Figura 5.9 e Figura 5.10).

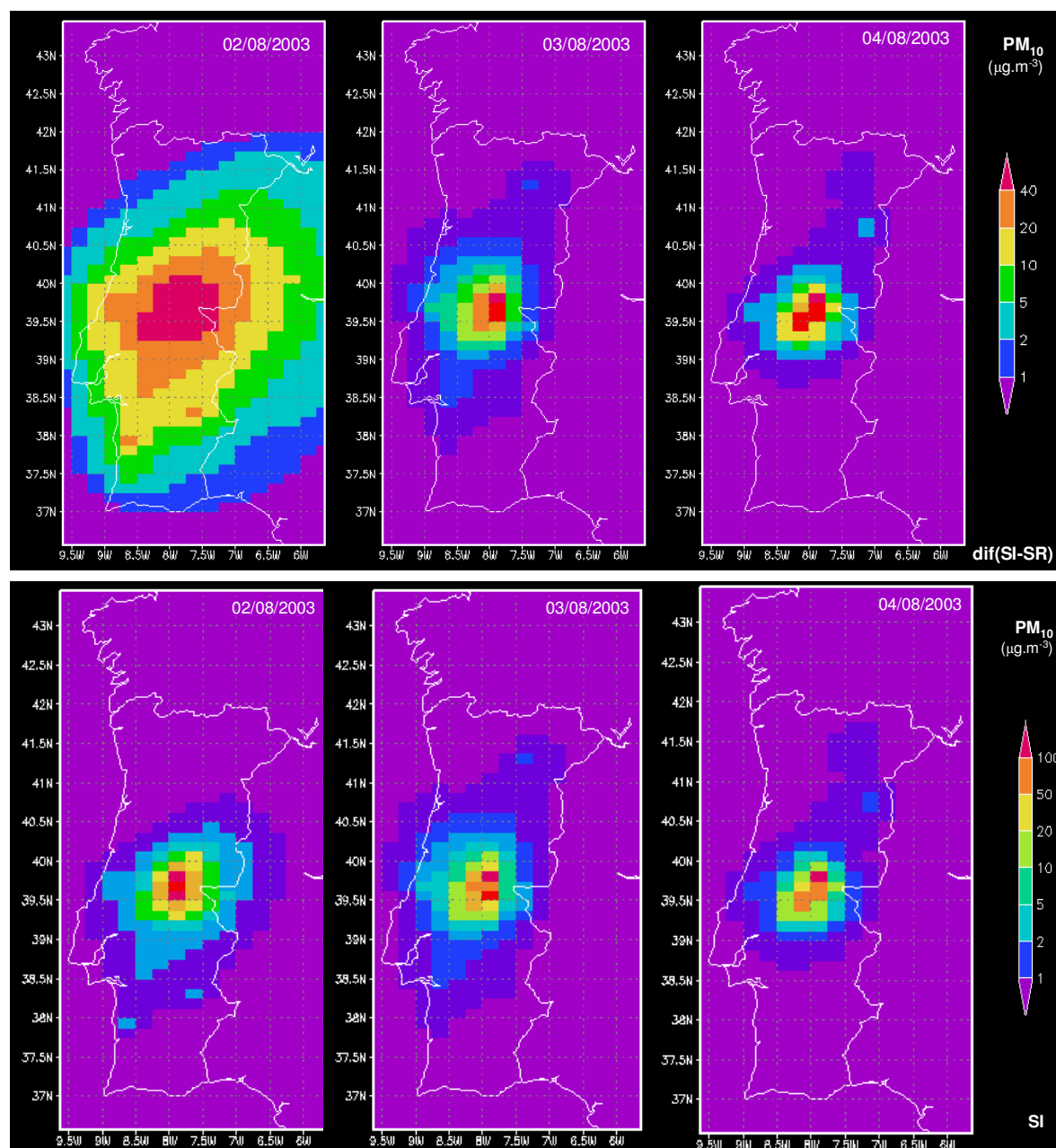


Figura 5.8 Diferenças obtidas entre a simulação com emissões de incêndios florestais e a simulação de referência, e os resultados da simulação com emissões de incêndios florestais para a média diária de PM_{10} ($\mu\text{g.m}^{-3}$), para os dias 2 a 4 de Agosto de 2003.

É particularmente evidente no dia 2 de Agosto a diferença ao nível da concentração de PM_{10} , que denota a influência dos incêndios que lavraram no distrito de Castelo Branco praticamente em todo o território continental, com diferenças em toda a região Centro superiores a $10 \mu\text{g.m}^{-3}$. Na SI é notória a influência dos incêndios ao nível das concentrações de PM_{10} registadas.

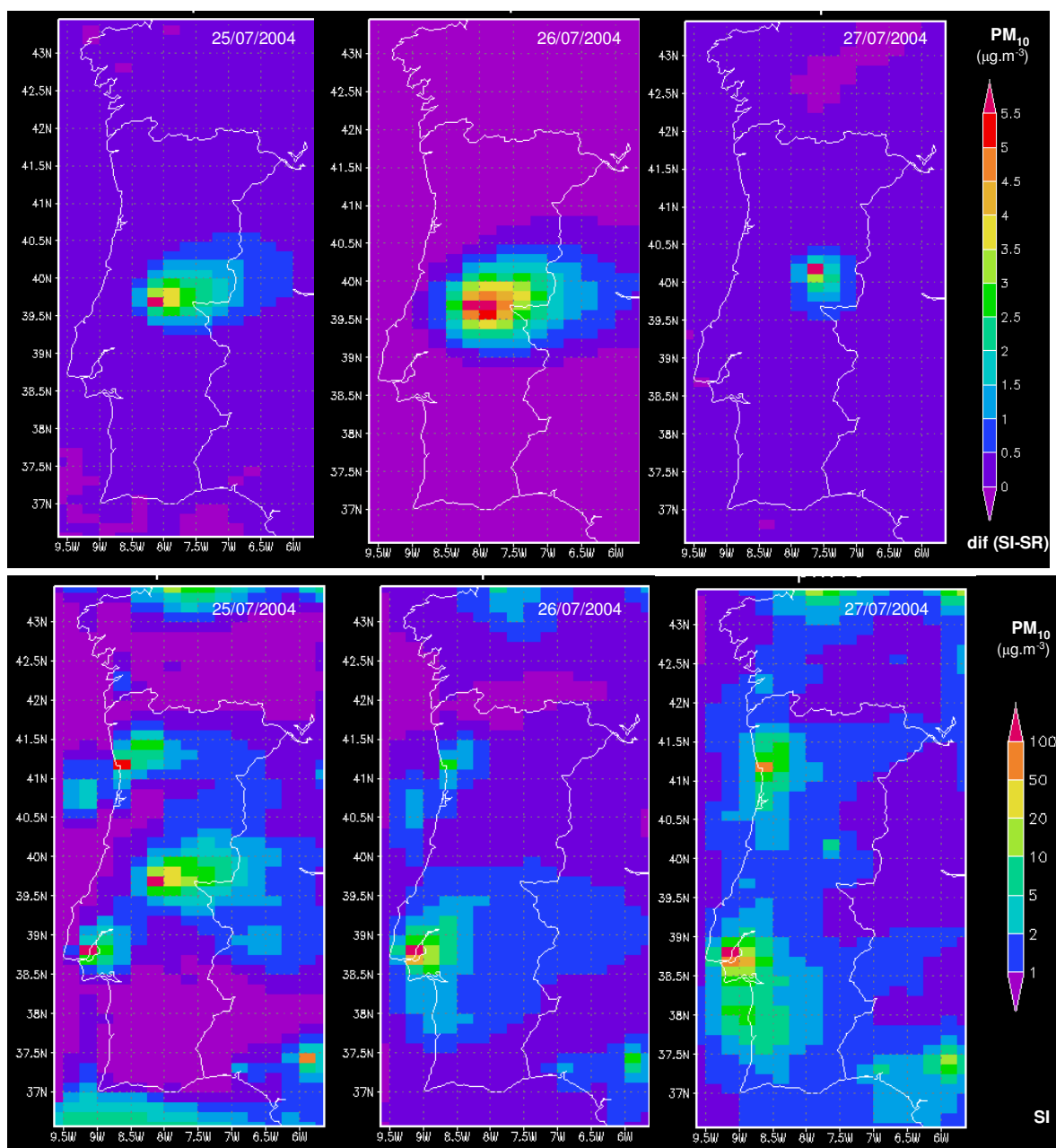


Figura 5.9 Diferenças obtidas entre a simulação com emissões de incêndios florestais e a simulação de referência, e os resultados da simulação com emissões de incêndios florestais para a média diária de PM₁₀ ($\mu\text{g.m}^{-3}$), para os dias 25 a 27 de Julho de 2004.

No período apresentado na Figura 5.9 verifica-se a influência dos grandes incêndios na região Centro, que se traduz na diferença de concentração de PM₁₀, superiores a 5,5 $\mu\text{g.m}^{-3}$, no entanto a sua influência na SI dos níveis deste poluente não é notória.

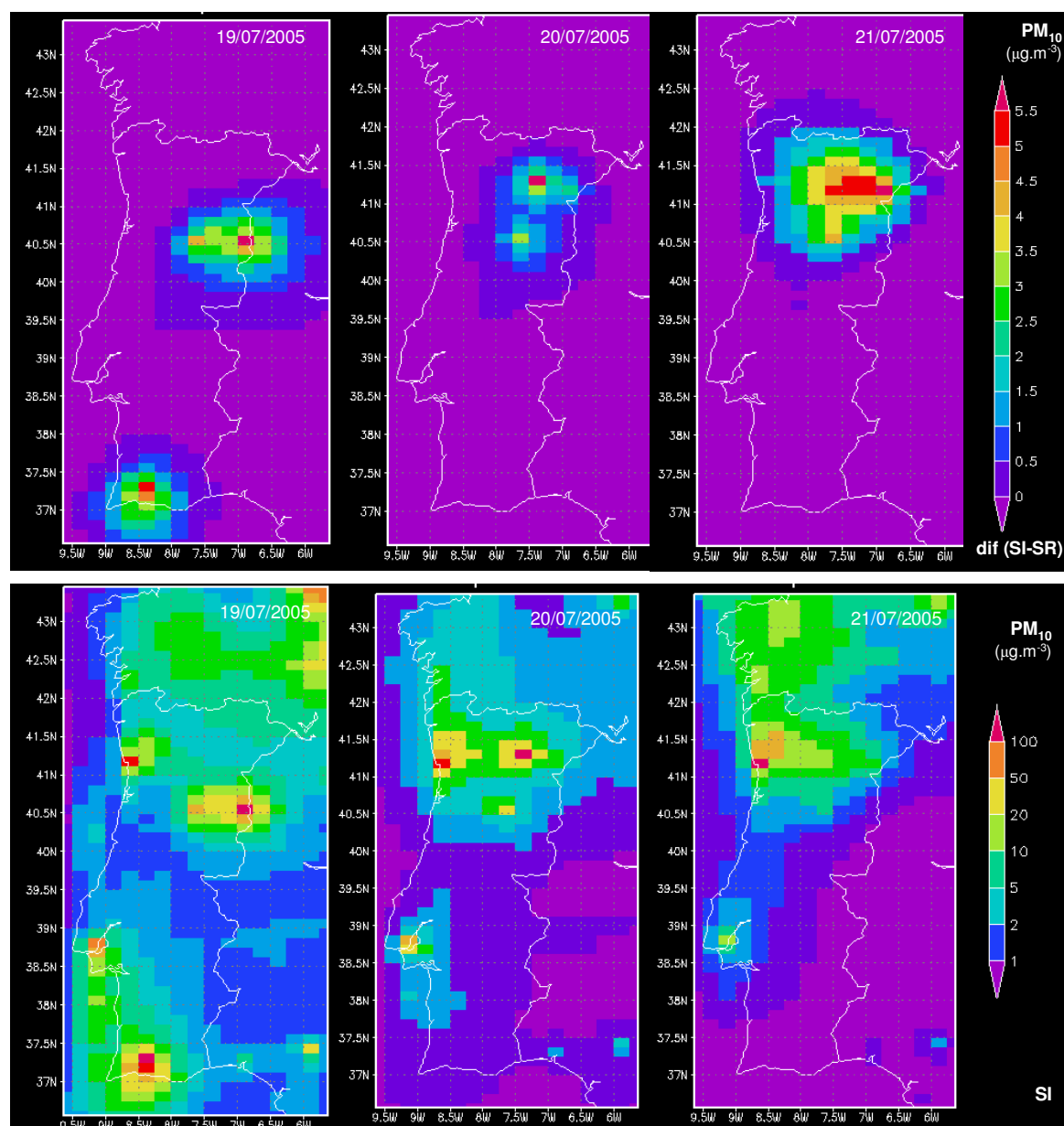


Figura 5.10 Diferenças obtidas entre a simulação com emissões de incêndios florestais e a simulação de referência, e os resultados da simulação com emissões de incêndios florestais, para a média diária de PM_{10} ($\mu g \cdot m^{-3}$), para os dias 19 a 21 de Agosto de 2005.

Nos dias seleccionados de 2005 é possível identificar a influência dos grandes incêndios que lavraram nos distritos de Viseu, Vila Real, Bragança e Faro no período em causa, ao nível dos valores de concentração de PM_{10} . Os valores simulados dão conta de diferenças superiores a $5 \mu g \cdot m^{-3}$ relacionadas com os incêndios florestais.

Para cada um dos períodos referidos apresenta-se a diferença espacial entre a SR e a SI para a média diária de PM_{10} , bem como a média diária de PM_{10} na SI em cada um dos dias (Figura 5.11, Figura 5.12 e Figura 5.13).

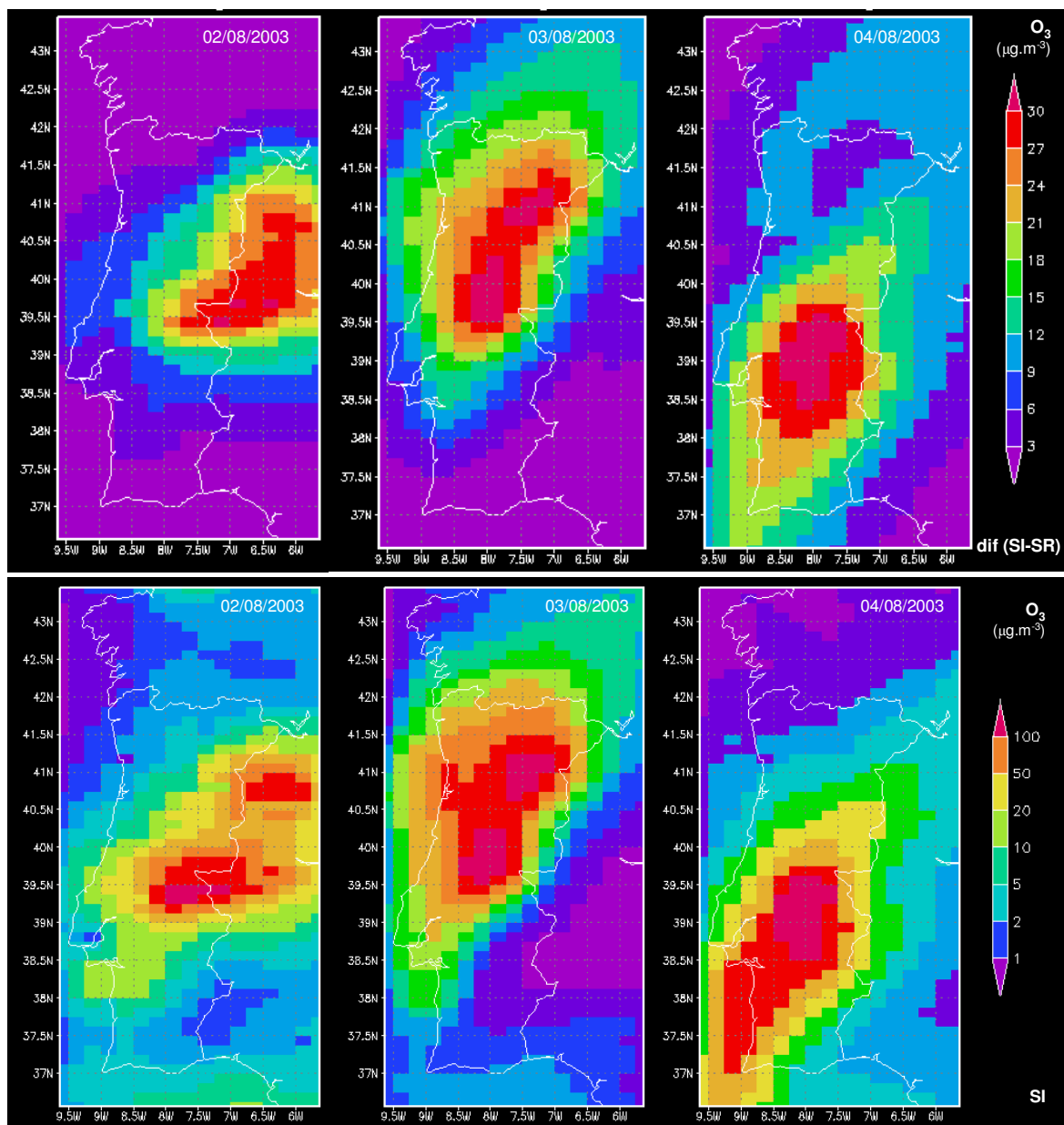


Figura 5.11 Diferenças obtidas entre a simulação com emissões de incêndios florestais e a simulação de referência, e os resultados da simulação com emissões de incêndios florestais para a máxima diária de O_3 ($\mu g \cdot m^{-3}$), para os dias 2 a 4 de Agosto de 2003.

É manifesta a influência dos grandes incêndios que assolaram a região da Beira Baixa neste dias de Agosto de 2003 (Figura 5.11), ao nível das concentrações de O_3 , com

diferenças superiores a $30 \mu\text{g.m}^{-3}$, em especial nos dias subsequentes. No dia 3 os efeitos são mais pronunciados a Norte e no dia 4 é a Sul, que os efeitos se manifestam.

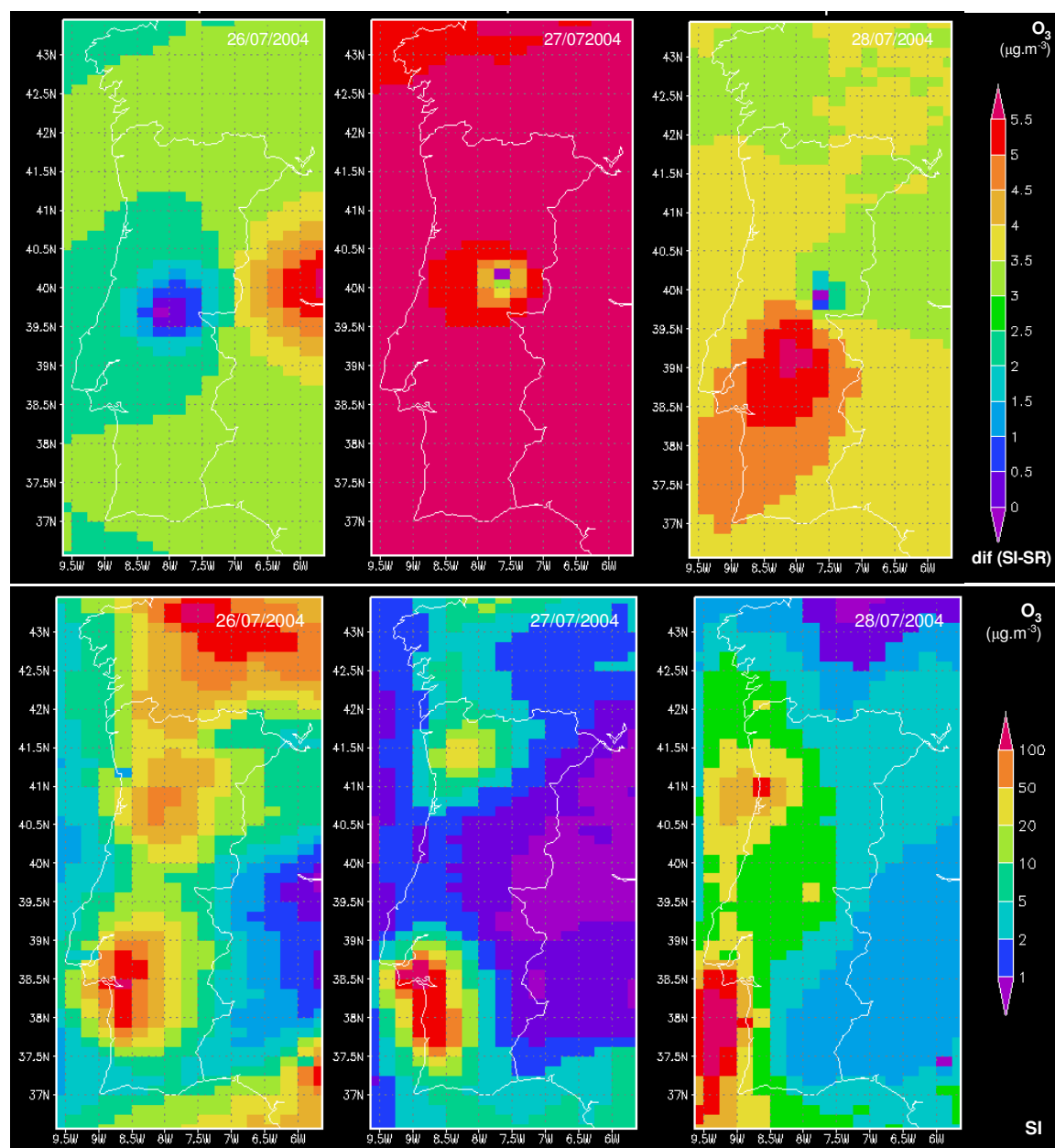


Figura 5.12 Diferenças obtidas entre a simulação com emissões de incêndios florestais e a simulação de referência, e os resultados da simulação com emissões de incêndios florestais para a máxima diária de O_3 ($\mu\text{g.m}^{-3}$), para os dias 26 a 28 de Julho de 2004.

Nos dias em análise de 2004 é não é evidente a influência das diferenças de concentração de O_3 na concentração máxima diária de O_3 . É visível na Figura 5.12 nos dias em análise o consumo de O_3 por parte dos poluentes emitidos nos fogos. Esta

evidência permite constatar que este período não constitui um episódio de poluição fotoquímica.

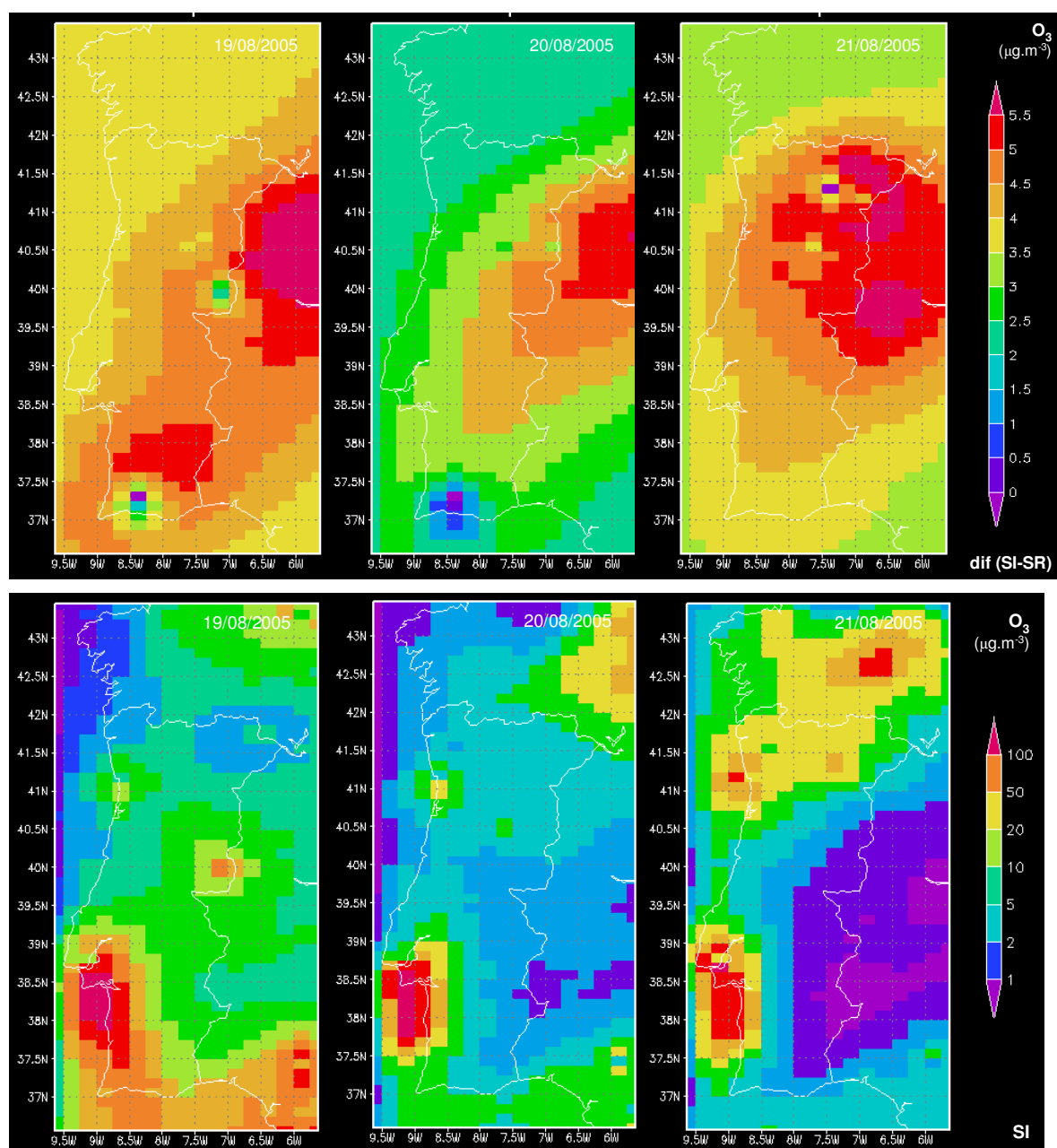


Figura 5.13 Diferenças obtidas entre a simulação com emissões de incêndios florestais e a simulação de referência, e os resultados da simulação com emissões de incêndios florestais para a máxima diária de O_3 ($\mu g.m^{-3}$), para os dias 19 a 21 de Agosto de 2005.

Dos três dias em análise (Figura 5.13), apenas o dia 21 de Agosto de 2005 o efeito dos fogos tem impactos nos níveis de O_3 no Norte Interior. Nos restantes dias assiste-se a outro tipo de influência, associada a outro tipo de emissões que não os incêndios florestais. Denota-se no Litoral Alentejano a ocorrência de episódios de poluição

fotoquímica que persistem ao longo dos três, que podem estar relacionados com os precursores de O₃ emitidos nos fogos.

Em suma, com recurso ao sistema de modelação atmosférica LOTOS-EUROS é possível identificar os períodos durante os quais se verificaram episódios de poluição particulada e fotoquímica associados às emissões dos incêndios florestais: de 2 a 4 de Agosto de 2003, e de 19 a 21 de Agosto de 2005. No período de 2004 analisado não é evidente o impacto dos incêndios nos níveis de poluentes simulados.

6. CONCLUSÕES

Os objectivos principais deste trabalho foram alcançados com sucesso. A análise estatística possibilitou o estabelecimento de correlações estatisticamente significativas entre os incêndios florestais e os níveis de poluentes, particularmente elevadas entre o número de incêndios e a concentração de PM_{10} , ao nível distrital, o que permitiu fundamentar uma relação directa, entre as emissões dos incêndios e consequentes impactes na qualidade do ar.

Para a simulação numérica do impacto dos incêndios florestais na qualidade do ar foi necessária a estimativa das suas emissões (temporal e geográfica). Esta baseou-se na aplicação de uma metodologia adaptada às características da floresta portuguesa, em termos de carga combustível e eficiência de combustão, e com factores de emissão dos principais poluentes e áreas ardidas, constantes do inventário de incêndios florestais. Os valores estimados destas emissões demonstram a importância do fenómeno na degradação da qualidade do ar.

A inclusão destas emissões no sistema numérico de modelação da qualidade do ar melhorou significativamente os resultados das PM_{10} , e permitiu quantificar as diferenças previstas nos níveis de poluentes aquando da ocorrência de um incêndio florestal. O desempenho do sistema LOTOS-EUROS na simulação de PM_{10} melhorou em média, 4 % em 2003, 28 % em 2004 e 46 % em 2005.

A estação da Chamusca (distrito de Santarém), que normalmente regista baixos níveis de poluição, é um exemplo ilustrativo desta influência. Em termos estatísticos apresenta uma correlação entre a área ardida e as concentrações de O_3 e de PM_{10} , de 0,80 e 0,95, respectivamente. Para além disso, nesta estação, encontrou-se uma melhoria significativa no desempenho do modelo na simulação das PM_{10} (da ordem de 70 %) quando são incluídas as emissões dos incêndios florestais em 2005.

O desempenho global do sistema de modelos LOTOS-EUROS nos três anos em análise (2003-2005) é razoável. Na simulação sem emissões dos fogos o coeficiente de correlação médio das PM_{10} e do O_3 foi de 0,43 e 0,56, respectivamente, melhorando na simulação com as emissões dos fogos para 0,59 e 0,57. No entanto, verifica-se uma subestimativa ($BIAS > 0$) das concentrações de PM_{10} e uma sobrestimativa ($BIAS < 0$) das concentrações de O_3 .

O desempenho do sistema de modelos melhora em todas as estações com a inclusão das emissões dos incêndios, em particular quando o poluente em causa é as PM_{10} , no caso do O_3 não é evidente que a inclusão das emissões dos incêndios se tenha traduzido numa melhoria consistente, em termos de correlação, os resultados são melhores, no entanto em termos de erros médios, estes não diminuem. Este facto denota que as emissões dos fogos assumem um papel preponderante ao nível do consumo deste oxidante, e não só na sua formação.

Na simulação com o contributo das emissões dos fogos estimaram-se desvios médios (EQM) para a concentração de PM_{10} de 19, 17 e 17 $\mu g.m^{-3}$ em 2003, 2004 e 2005; e para o O_3 de 42, 46 e 41 $\mu g.m^{-3}$ em 2003, 2004 e 2005, respectivamente. O ano 2005, em particular, foi o ano em que as melhorias foram mais evidentes, em média as PM_{10} foram simuladas com erros inferiores a 18 e 25 $\mu g.m^{-3}$ para o EQM e o BIAS, e um aumento da correlação de 46 % face à SR, com factores de correlação superiores a 0,7 para as PM_{10} e 0,6 para o O_3 .

A maior diferença entre as SR e SI, que se traduz num maior impacto dos incêndios na qualidade do ar foi registada no ano 2005, relativamente às PM_{10} nos distritos de Braga, Porto, Vila Real, Aveiro, Castelo Branco e Santarém na ordem dos 5-15 $\mu g.m^{-3}$; e no caso do O_3 , no distrito do Porto na ordem dos 15 $\mu g.m^{-3}$.

Numa perspectiva de análise da qualidade do ar à mesoscala é possível concluir que os impactos dos incêndios florestais na qualidade do ar foram mais evidentes no ano em que o número de ocorrências foi mais elevado, e com uma distribuição espacial mais alargada (2005), em detrimento de um ano em que a área ardida foi elevada, mas localizada maioritariamente em duas regiões (2003). O ano 2004 permitiu verificar que mesmo num ano em que a área ardida e o número de grandes incêndios se pautam por valores médios, considerados normais para Portugal, é notória a influência do contributo das emissões dos fogos na qualidade do ar.

As emissões atmosféricas são tidas como a principal condicionante do desempenho do sistema de modelos aplicado, capazes de justificar a sua razoabilidade, por dois motivos, um prende-se com a possibilidade destas não serem representativas (subestimadas), o outro relaciona-se com o facto de algumas emissões de fontes naturais não serem contabilizadas. No entanto, com o presente trabalho ficam asseguradas as emissões associadas a uma fonte relevante, os incêndios florestais.

Para melhorar o desempenho do sistema de modelação, para além da inclusão das emissões de fontes naturais, seria conveniente considerar os incêndios florestais, de

menores dimensões (área ardida inferior a 100 ha), mas que ocorreram nas imediações das estações de monitorização, na medida em que podem ser relevantes a este nível.

A avaliação do impacto dos incêndios florestais na qualidade do ar, com recurso à modelação numérica de mesoscala, permitiu constatar que as emissões dos incêndios florestais constituem uma fonte de emissão natural importante. A metodologia de estimativa das emissões dos incêndios florestais desenvolvida poderá ser adoptada no âmbito da execução do inventário nacional de emissões, afim de serem consideradas em diferentes vertentes (contributo para as emissões de GEE, etc).

Ao longo deste trabalho procurou-se evidenciar que os incêndios florestais constituem uma fonte responsável pela emissão de compostos gasosos e particulados que afectam, quantitativa e qualitativamente, a qualidade do ar, em Portugal, na medida em que pode induzir ou a potenciar a ocorrência de episódios de poluição atmosférica. É no entanto pertinente, avaliar os impactes dos incêndios florestais ocorridos em Portugal na qualidade do ar de outros países europeus, com o intuito de perceber a importância em termos de escala espacial da problemática dos incêndios em Portugal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACOST/PCOST (2000): Oregon Department of Forestry, Fuels and Meteorological Services Section. Disponível em: <http://www.odf.state.or.us>.
- ADAI – Associação para a Aerodinâmica Industrial (2000): Guia fotográfico para identificação de combustíveis florestais: Região Centro; Universidade de Coimbra.
- Bessagnet, B., Hodzic, A., Vautard, R., Beekmann, M., Cheinet, S., Honoré, C., Lioussé, C. e Rouil, L. (2004): Aerosol modelling with CHIMERE – Preliminary evaluation at the continental scale. *Atmos. Environ.*, 38, 2803-2817.
- Battye, W. e Battye, R. (2002): Development of emissions inventory methods for wildland fire; Final report, US-EPA, Research Triangle Park, North Carolina.
- CE (2002): Guidance on the Annexes to Decision 97/101/EC on Exchange of Information as revised by Decision 2001/752/EC for the European Commission, DG Environment.
- DGF - Direcção Geral das Florestas (2003): Incêndios Florestais - 2003, Relatório provisório, Direcção Geral das Florestas, DSVPF - Divisão de Protecção e Conservação Florestal. (Web Page: <http://www.dgrf.min-agricultura.pt>)
- DGF - Direcção Geral das Florestas (2001): Inventário Florestal Nacional – 3ª Revisão, Direcção Geral das Florestas, Lisboa, 233 p.
- DGRF - Direcção Geral Recursos Florestais (2006): Inventário das ocorrências de incêndios florestais em 2003, 2004 e 2005.
- DGRF - Direcção Geral dos Recursos Florestais (2005): Incêndios Florestais - 2005, Relatório provisório, Direcção Geral das Florestas, DSVPF - Divisão de Protecção e Conservação Florestal.
- DGRF - Direcção Geral dos Recursos Florestais (2004): Incêndios Florestais - 2004, Relatório provisório, Direcção Geral das Florestas, DSVPF - Divisão de Protecção e Conservação Florestal.
- EC – European Commission (2006): Schmuck, G., San-Miguel-Ayanz, J., Barbosa, Camia, A., Kucera, J. e P., Libertà, G. (Eds), *Forest Fires in Europe - 2005 fire campaign* -, Official Publication of the European Communities, EUR 22312 EN.
- EC – European Commission (2005): Schmuck, G., San-Miguel-Ayanz, J., Barbosa, Camia, A., Kucera, J. e P., Libertà, G. (Eds), *Forest Fires in Europe - 2004 fire campaign* -, Official Publication of the European Communities, SPI.05.147.EN.
- EC – European Commission (2004): San-Miguel-Ayanz, J., Barbosa, P., Camia, A., Kucera, J. e Libertà, G. (Eds), *Forest Fires in Europe - 2003 fire campaign* -, Official Publication of the European Communities, SPI.04.142.EN.
- EEA (2004): EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook - 3rd edition, Technical Report nr. 30, European Environment Agency (<http://reports.eea.eu.int/EMEPCORINAIR4/en/page002.html>).
- Ferguson, S.A., Peterson, J. e Acheson, A. (2001): Automated, Real-Time Predictions of Cumulative Smoke Impacts From Prescribed Forest and Agricultural Fires. In: *Proceedings from the 4th Symposium on Fire and Forest Meteorology*, 13-15 November 2001, Reno, Nevada, American Meteorological Society. pp. 168-175.
- Ferguson, S., Sandberg, D. e Ottmar, R. (1994): Wild-land biomass emissions affected by land-use changes; in *2nd Symposium on Fire and Forest Meteorology*, 11-16 January 1999, Phoenix, American Meteorology Society, Boston, 1994.

- Ferreira, A.J.D., Coelho, C.O.A., Boulet, A.K. e Lopes, F.P. (2005): Temporal patterns of solute loss following wildfires in Central Portugal, *International Journal of Wildland Fires*, 14, pp. 401-412.
- Hodzic, A., Madronich, S., Bohn, B., Massie, S., Menut, L. e Wiedinmyer, C. (2007): Wildfire particulate matter in Europe during summer 2003: meso-scale model of smoke emissions, transport and radiative effects. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, 7, 4705-4760.
- Levine, J.S. (1999): Gaseous and Particulate Emissions Released to the Atmosphere From Vegetation Fires. In: *Health Guidelines for Vegetation Fire Events - Background Papers*. Kee-Tai-Goh, Schwela D., Goldammer J.G. and Simpson O. (Eds): United Nations Environment Programme, Nairobi, World Health Organization, Geneva, World Meteorological Organization, Geneva, Institute of Environmental Epidemiology, WHO Collaborating Centre for Environmental Epidemiology, Ministry of the Environment, Singapore. pp 280-294.
- Levine, J., Cofer, W., Cahoon, D. e Winstead, E. (1995): Biomass Burning: A Driver for Global Change, *Environmental Science and Technology*, 29, 3, pp. 120A-125A.
- Levine, J., Cofer, W., Sebach, D., Winstead, E., Riggan, P., Stocks, B., Brass, J., Ambrosia, V. e Boston, P. (1989): Trace gas emissions from chaparral and boreal forest fires; *Journal of Geophysical Research*, Vol. 94, No. D2, Feb. 20.
- Lopes, A.M.G., Cruz, M.G. e Viegas, D.X. (2002): FireStation – an integrated software system for the numerical simulation of fire spread on complex topography. *Environmental Modelling & Software*, 17, 269-285.
- Martins, H., Carvalho, A., Miranda A.I., Salmim, L. e Sousa, M. (2004): Incêndios florestais periurbanos e qualidade do ar. In 8ª Conferência Nacional de Ambiente, 27-29 Outubro 2004, Lisboa, Portugal. Actas da 8ª Conferência Nacional de Ambiente, pp. 408-409.
- Miranda, A.I., Monteiro, A., Martins, V., Carvalho, A. e Borrego C. (2007): Os Incêndios Florestais e a Qualidade do Ar. 9ª Conferência Nacional de Ambiente. 18-20 Abril 2007, Aveiro, Portugal, pp. 855-861.
- Miranda, A.I., Ferreira, J., Valente, J., Santos, P., Amorim, J.H. e Borrego, C. (2005a): Smoke measurements during Gestosa-2002 experimental field fires. *International Journal of Wildland Fire*. Vol. 14, nº(1), p. 107–116.
- Miranda, A.I., Martins, H., Carvalho, A. e C. Borrego (2005b): Modelling smoke effects on Lisbon air quality. In *Proc. of The Joint Meeting of the Sixth Fire and Forest Meteorology Symposium and the 19th Interior West Fire Council Meeting*. 25-27 October 2005, Canmore, AB, Canada.
- Miranda, A. I., Borrego, C., Sousa, M., Valente, J., Barbosa, P. e Carvalho, A. (2005c): Model of Forest Fire Emissions to the Atmosphere. Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro. AMB-QA-07/2005. Deliverable D252 of SPREAD Project (EVG1-CT-2001-00043).
- Miranda, A. I., Borrego, C., Valente, J., Sousa, M., Santos, P. e Carvalho, A. (2005d) – Smoke Production Report. Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro. AMB-QA-10/2005. Deliverable D254 of SPREAD Project (EVG1-CT-2001-00043).
- Miranda, A.I. (2004): An integrated numerical system to estimate air quality effects of forest fires. *Int. J. Wildland Fire* 13(2); pp. 217-226.
- Miranda, A.I. (1998): Efeito dos incêndios florestais na qualidade do ar. Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau de Doutor em Ciências Aplicadas ao Ambiente.
- Miranda, A.I., Coutinho, M. e Borrego C. (1994): Forest fire emissions in Portugal: A contribution to global warming?. *Environmental Pollution* 83: 121-123.
- Monteiro, A., Borrego, C., Miranda, A.I., Gois, V., Torres, P. e Perez, A.T. (2007): Can air quality modelling improve emission inventories? In *Proceedings of the 6th International Conference on Urban Air Quality*. Limassol, Cyprus, 26-30 March 2007. Ed: Ranjeet S. Sokhi. Published by the University of Hertfordshire.

- Ottmar, R., Anderson, G., DeHerrera, P. e Reinhardt, T. (2002): CONSUME user's guide: version 2.1; USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station Fire and Environmental Research Applications Group, Seattle, Washington.
- Ottmar, R.D., Anderson, G.K., DeHerrera, P.J. e Reinhardt, T.E. (2000): CONSUME User's Guide, Version 2.1. USDA Forest Service Pacific Northwest Research Station, Fire and Environmental Research Applications Group, Seattle, Washington, USA.
- Ottmar, R.D., Burns, M.F., Teesdale, D.R. e Hall, J.N. (1993a): SMSINFO Users Guide. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Fire and Environmental Research Applications Group, Seattle, Washington, USA.
- Ottmar, R.D., Burns, M.F., Hall, J.N. e Hanson, A.D. (1993b): CONSUME Users Guide. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-304. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, OR, USA. 118 p.
- PNAC (2002): Programa Nacional para as Alterações Climáticas - Volume 8: Floresta e Produtos Florestais, Cenário de Referência, Instituto do Ambiente, Portugal.
- Reinhardt, T.E. e Ottmar, R.D. (2000): Smoke Exposure at Western Wildfires. Res. P ap. PNW-RP-525. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, OR, USA. 72 p.
- Reinhardt, E., Keane, R. e Brown, J. (1997): First Order Fire Effects Model: FOFEM 4.0, User's Guide. General Technical Report INT-344, USDA Forest Service, Intermountain Research Station, Ogden, UT.
- Sandberg, D., Ottmar, R., Peterson, J. e Core, J. (2002): Wildland fire on ecosystems: effects of fire on air. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 5. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 79 p.
- Sandberg, D.V. e Peterson, J.L. (1984): A Source Strength Model for Prescribed Fires in Coniferous Logging Slash. Annual Meeting, Air Pollution Control Association, Pacific Northwest Section. Reprint #84.20. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, OR, USA. 10 p.
- Schaaf, M., Snell, K., Carlton, D., Ottmar, R., Wiitala, M., Hilbruner, M. e Nesbitt, J. (1996): Development of the Fire Emissions Tradeoff Model (FETM) and Application to the Grande Ronde River Basin, Oregon. Technical Report prepared for USDA For. Ser., PNW Reg., Contract N° 53-83FT-03-2.
- Schaap, M., Timmermans, R.M.A., Sauter, F.J., Roemer, M., Velders, G.J.M., Boersen, G.A.C., Beck, J.P., and Builtjes, P.J.H. (2007): The LOTOS-EUROS model: description, validation and latest developments. *International Journal of Environment and Pollution*, in press.
- Schaap, M., Timmermans, R.M.A., Sauter, F.J., Roemer, M., Velders, G.J.M., Boersen, G.A.C., Beck, J.P. e Builtjes, P.J.H. (2006): The LOTOS-EUROS model: description, validation and latest developments. *International Journal of Environment and Pollution*.
- Schaap, M., Roemer, M., Sauter, F., Boersen, G., Timmermans, R. e Builtjes, P.J.H. (2005): LOTOS-EUROS Documentation, TNO-report B&O-A R 2005/297, RIVM-MNP.
- Schaap, M., van Loon, M., ten Brink, H.M., Dentener, F.D. e Builtjes, P.J.H. (2004): Secondary inorganic aerosol simulations for Europe with special attention to nitrate, *Atmos. Phys. Chem.*, 4, 857-874.
- Seiler, W. e Crutzen, P. (1980): Estimates of gross and net fluxes of carbon between the biosphere and the atmosphere from biomass burning; *Climate Change*, Vol. 2.
- Sestak, M., O'Neill, S., Ferguson, S., Ching, J. e Fox, D.G. (2002): Integration of Wildfire Emissions into Models-3/Cmaq with the Prototypes: Community Smoke Emissions Modeling System (CSEM) and BLUESKY. 2002 Models-3 User's Workshop, October 21-23, EPA, Research Triangle Park, NC, USA.

- Simeoni, A., Andre, J., Caligine, D., Cuinas, P., Dupuy, J. L., Fernandes, P., Larini, M., Miranda, A.I., Morvan, D., Pinol, J. e Sero-Guillaume, O. (2006): Behaviour Modelling of Wildland Fires: Final version of the State of the Art. Deliverable D-03-09 of EUFIRELAB Project (EVR1-CT-2002-40028).
- Simpson, D., Winiwarter, W., bÖrjesson, G., Cinderby, S., Ferreiro, A., Guenther, A., Hewitt, C., Janson, R., Khalil, M., Owen, S., Pierce, T., Puxbaum, H., Shearer, M., Skiba, U., Steinbrecher, R., Tarrasón, L. e Öquist, M. (1999): Inventorying emissions from nature in Europe; in Journal of Geophysical Research, vol. 104, Number D7, 20 April.
- Trabaud, L., Christensen, N. e Gill, A. (1993): Historical biogeography of fire in Temperate and Mediterranean ecosystems; in Crutzen, P. e Goldammer, J.; Fire in the environment. The ecological, atmospheric and climatic importance of vegetation fires. Chichester, England; John Wiley & Sons, p. 277-295.
- Trabaud, L. (1989): Les Feux de Forêts – Mecanismes, Comportement et Environnement, France-Selection, p278.
- Valente, J., Miranda, A.I., Lopes, A.G., Borrego, C. e Viegas, D.X. (2006): A local-scale modelling system to simulate smoke dispersion, International Journal of Wildland Fire.
- van Loon, M., Vautard, R., Schaap, M., Bergström, R., Bessagnet, B., Brandt, J., Builtjes, P.J.H., Christensen, J. H., Cuvelier, K., Graf, A., Jonson, J.E., Krol, M., Langner, J., Roberts, P., Rouil, L., Stern, R., Tarrasón, L., Thunis, P., Vignati, E., White, L. e Wind P. (2007): Evaluation of long-term ozone simulations from seven regional air quality models and their ensemble average, Atmospheric Environment, 41 (10), 2083-2097
- van Loon, M. (2004): Model intercomparison in the framework of the review of the unified EMEP model. Technical report TNO-MEP R2004/282, Apeldoorn, The Netherlands.
- Viegas, D.X. (2006): Modelação do Comportamento do Fogo. In Incêndios florestais em Portugal: caracterização, impactes e prevenção. Ed: Pereira, J.S., Pereira, J.M.C., Rego, F.C., Silva, J.M.N. e Silva, T.P. ISA Press, Lisboa, Portugal. 515 p.
- Viegas, D.X. (1989): Manual sobre Incêndios Florestais; Secretaria-Geral do Ministério do Planeamento e da Administração do Território, Lisboa.
- WHO (1999): Health Guidelines for Vegetation Fire Events - Guideline Document. Schwela, D., Goldammer J.G., Morawska L. e Simpson O. [Eds.]. United Nations Environment Programme, Nairobi, World Health Organization, Geneva, World Meteorological Organization, Geneva, Institute of Environmental Epidemiology, WHO Collaborating Centre for Environmental Epidemiology, Ministry of the Environment, Singapore.
- Wiedinmyera, C., Quayle, B., Geronc, C., Belotea, A., McKenzied, D., Zhange, X., O'Neillf, S. e Wynne, K.K. (2006): Estimating emissions from fires in North America for air quality modeling. Atmospheric Environment 40 (2006) 3419–3432.

URL1: <http://commons.wikimedia.org>

URL2: <http://earthobservatory.nasa.gov>

URL3: <http://www.qualar.org>

URL4: <http://www.fs.fed.us/r6/fire/fastracs>

URL5: <http://www.fs.fed.us/fcamms>

URL6: <http://www.lotos-euros.nl>

ANEXOS

ANEXO A

Inventário de incêndios florestais

ANEXO B

Incêndios florestais em 2003, 2004 e 2005

ANEXO C

Módulo numérico de emissões dos incêndios florestais

ANEXO D

Sistema de modelação LOTOS-EUROS

ANEXO E

Validação do sistema de modelação para o ano 2003, 2004, 2005

ANEXO A

Inventário de incêndios florestais

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
1	ANO	Tipo	Código	Distrito	Concelho	Freguesia	Local	x	y	Semana	Data Alerta	Hora Alerta	Fonte Alerta
2	2003	Florestal	TM03334	Bragança	Vinhais	Celas	Quinta do Vale da Abelheira	295133	527575	31	01-08-2003	12:35	PV
3	2003	Florestal	TM03397	Viseu	Penedono	Castainço	CASTAINÃO	257663	447529	31	01-08-2003	3:30	CCO
4	2003	Florestal	TM03397	Viseu	Sernancelhe	Chosendo	CHOSENDO	256990	444618	31	01-08-2003	3:40	CCO
5	2003	Florestal	TM03397	Viseu	Lamego	Penajóia	São Gião	224773	464152	31	01-08-2003	6:10	CCO
6	2003	Florestal	TM03397	Viseu	Penedono	Penela da Beira	PENELA DA BEIRA	253676	452903	31	01-08-2003	9:00	CCO
7	2003	Florestal	TM03396	Viseu	Moimenta da Beira	Sover	Arcas	237864	448186	31	01-08-2003	16:45	CCO
8	2003	Florestal	TM03317	Guarda	Vila Nova de Foz Coa	Castelo Melhor	CASTELO MELHOR	289820	451283	31	01-08-2003	21:30	Outros
9	2003	Florestal	TM03368	Viseu	Moimenta da Beira	Peva	Soutosa	239297	436583	31	01-08-2003	18:00	CCO
10	2003	Florestal	TM03350	Vila Real	Alijó	Alijó	ALIJÓ	256018	478955	31	01-08-2003	14:21	PV
11	2003	Florestal	TM03394	Viseu	Penedono	Castainço	CASTAINÃO	257663	447529	31	01-08-2003	15:05	CCO
12	2003	Florestal	TM03397	Viseu	São João da Pesqueira	Ervedosa do Douro	ERVEDOSA DO DOURO	265408	466669	31	01-08-2003	21:30	CCO
13	2003	Florestal	TM03367	Viseu	Armamar	Vila Seca	VILA SECA	239320	461640	31	01-08-2003	18:05	CCO
14	2003	Florestal	TM03358	Vila Real	Valpaços	Carrizado de Montenegro	Redondelo	256961	509702	31	01-08-2003	18:55	CCO
15	2003	Florestal	TM03354	Vila Real	Sabrosa	Vilarinho de São Romão	Quinta da Farela	245954	475849	31	01-08-2003	16:30	PV
16	2003	Florestal	TM03355	Vila Real	Peso da Régua	Vinhós	Ferraria	223268	472615	31	01-08-2003	16:30	PV
17	2003	Florestal	TM03382	Viseu	Sernancelhe	Chosendo	CHOSENDO	256990	444618	31	01-08-2003	13:40	CCO
18	2003	Florestal	TM03357	Vila Real	Montalegre	Sezelhe	Travassos do Rio	220258	537604	31	01-08-2003	16:55	CCO
19	2003	Florestal	TM03397	Viseu	Armamar	Queimada	QUEIMADA	233175	458851	31	01-08-2003	5:55	PV
20	2003	Florestal	TM03359	Vila Real	Vila Real	São Tomé do Castelo	São Bento	237673	489669	31	01-08-2003	21:35	PV
21	2003	Florestal	TM03360	Vila Real	Valpaços	Veiga de Lila	VEIGA DE LILA	267477	506293	31	01-08-2003	22:25	PV
22	2003	Florestal	TM03352	Vila Real	Sabrosa	Celeirós	Quinta das Pias	247973	473993	31	01-08-2003	15:20	CCO
23	2003	Florestal	TM03351	Vila Real	Vila Real	Vilarinho de Samardá	VILARINHO DE SAMARDÁ	235943	490451	31	01-08-2003	15:05	PV
24	2003	Florestal	TM03381	Viseu	Tarouca	Vila Chã da Beira	Vila Chã da Beira	237534	451159	31	01-08-2003	16:35	PV
25	2003	Florestal	TM03356	Vila Real	Peso da Régua	Fontelas	FONTELAS	225989	465765	31	01-08-2003	16:35	PV
26	2003	Florestal	TM03347	Vila Real	Peso da Régua	Peso da Régua	PESO DA RÉGUA	228955	465780	31	01-08-2003	5:34	Outros
27	2003	Florestal	TM03380	Viseu	Lamego	Vila Nova Souto DEI-Rei	Lamelas	224935	456866	31	01-08-2003	6:25	PV
28	2003	Florestal	TM03349	Vila Real	Vila Pouca de Aguiar	Vreia de Jales	Quintá	242638	496181	31	01-08-2003	13:20	PV
29	2003	Florestal	TM03398	Viseu	Lamego	Magueija	MAGUEIJA	221520	452882	31	01-08-2003	18:10	PV
30	2003	Florestal	TM03363	Viseu	Penedono	Castainço	CASTAINÃO	257663	447529	31	01-08-2003	13:45	CCO
31	2003	Florestal	TM03353	Vila Real	Montalegre	Salto	Amiar	216487	522263	31	01-08-2003	16:20	PV
32	2003	Florestal	TM03348	Vila Real	Boticas	Sapiões	Sábolos	244437	526350	31	01-08-2003	12:00	CCO
33	2003	Florestal	TM03379	Viseu	São João da Pesqueira	Ervedosa do Douro	ERVEDOSA DO DOURO	255408	466669	31	01-08-2003	19:35	PV
34	2003	Florestal	RO1032700	Setúbal	Seixal	Fernão Ferro	Pinhal do Lima	119742	179112	31	01-08-2003	17:26	Outros
35	2003	Florestal	RO1032209	Leiria	Nazaré	Nazaré	Fanhais	125701	296654	31	01-08-2003	20:45	Populares
36	2003	Florestal	RO1032215	Santarém	Almeirim	Almeirim	ALMEIRIM	160783	241698	31	01-08-2003	13:21	Populares
37	2003	Florestal	RO1032567	Santarém	Tomar	Oialhas	Sesmarias	188259	298310	31	01-08-2003	2:05	Outros
38	2003	Florestal	RO1032216	Santarém	Alpiarça	Alpiarça	Frade de Cima	161646	247183	31	01-08-2003	1:59	PV
39	2003	Florestal	RO1032576	Santarém	Tomar	Alviobeira	ALVIOBEIRA	181053	301246	31	01-08-2003	16:54	Outros
40	2003	Florestal	RO1032575	Santarém	Chamusca	Chouto	CHOUTO	181028	256969	31	01-08-2003	16:09	Outros
41	2003	Florestal	RO1032574	Santarém	Loucinha	Nascentes do Ahiela	Nascentes do Ahiela	150230	275268	31	01-08-2003	15:57	Outros
42	2003	Florestal	RO1032573	Santarém	Tomar	São Pedro de Tomar	Contraste	182111	296985	31	01-08-2003	15:14	Outros
43	2003	Florestal	RO1032572	Santarém	Tomar	Madalena	Cavalhal Pequeno	174806	298911	31	01-08-2003	14:32	Outros
44	2003	Florestal	RO1032570	Santarém	Alcanena	Loucinha	Cavalheiro	146886	278655	31	01-08-2003	13:18	Outros
45	2003	Florestal	RO1032568	Santarém	Tomar	Assiceira	SANTA CITA	177926	286125	31	01-08-2003	3:42	117
46	2003	Florestal	RO1032214	Santarém	Santarém	Alcanede	Valverde	137383	278042	31	01-08-2003	14:12	Outros

Figura A.1 Dados do inventário de incêndios florestais do dia 1 de Agosto de 2003 [DGRF, 2006] (cont.).

	N	O	P	Q	R	S	T	U	V
1	INF	NUT	APS	Perimetro	Data Extincao	Hora Extincao	Data 1Intervencao	Hora 1Intervencao	Reacendimento
2	41204	PT11081404			01-08-2003	19:10	01-08-2003	12:40	
3	181203	PT11070803			01-08-2003	5:40	01-08-2003	3:35	
4	181803	PT11071303			01-08-2003	6:00	01-08-2003	3:45	
5	180516	PT11070516			01-08-2003	7:20	01-08-2003	6:20	
6	181207	PT11070807			01-08-2003	10:45	01-08-2003	9:10	
7	180719	PT11070719			01-08-2003	22:30	01-08-2003	16:55	
8	91402	PT11071802			01-08-2003	22:30			
9	180715	PT11070715			02-08-2003	1:30	01-08-2003	18:15	
10	170101	PT11070101			01-08-2003	15:15	01-08-2003	14:21	
11	181203	PT11070803			01-08-2003	16:10	01-08-2003	15:15	TM103974
12	181502	PT11071202			01-08-2003	21:50	01-08-2003	21:35	
13	180119	PT11070219			01-08-2003	19:10	01-08-2003	18:10	
14	171207	PT11081107			01-08-2003	19:40	01-08-2003	18:55	
15	171015	PT11071015			01-08-2003	19:00	01-08-2003	16:30	
16	170811	PT11070911			01-08-2003	20:30	01-08-2003	16:30	
17	181803	PT11071303			01-08-2003	14:15	01-08-2003	13:50	TM103973
18	170630	PT11080930	PENEDA-GERÊS		01-08-2003	17:30	01-08-2003	16:55	
19	180109	PT11070209			01-08-2003	10:25	01-08-2003	9:05	
20	171425	PT11071925		São Tomé do Castelo	02-08-2003	0:45	01-08-2003	21:35	
21	171230	PT11081130			02-08-2003	1:10	01-08-2003	22:25	
22	171001	PT11071001			01-08-2003	15:48	01-08-2003	15:20	
23	171430	PT11071930			01-08-2003	18:00	01-08-2003	15:05	
24	182010	PT11071510		Serra do Leomil	01-08-2003	17:44	01-08-2003	17:10	
25	170802	PT11070902			01-08-2003	17:30	01-08-2003	16:35	
26	170807	PT11070907			01-08-2003	6:14	01-08-2003	5:34	
27	180524	PT11070524			01-08-2003	22:00	01-08-2003	10:35	
28	171316	PT11081216			01-08-2003	15:10	01-08-2003	13:20	
29	180512	PT11070512			01-08-2003	20:00	01-08-2003	19:05	
30	181203	PT11070803			01-08-2003	14:15	01-08-2003	13:55	TM103974
31	170626	PT11080926			01-08-2003	21:10	01-08-2003	16:20	
32	170215	PT11080215			01-08-2003	12:49	01-08-2003	12:00	TM103805
33	181502	PT11071202			01-08-2003	21:30	01-08-2003	19:55	
34	151006	PT13030706			01-08-2003	18:08			
35	101102	PT13010902			01-08-2003	23:45			
36	140301	PT13050101			01-08-2003	13:45			
37	141808	PT13040808			01-08-2003	3:22			
38	140401	PT13050201			01-08-2003	2:29			
39	141801	PT13040801			01-08-2003	19:38			
40	140702	PT13050602			01-08-2003	19:57			
41	140204	PT13040204	SERRAS DE AIRE E CANDEEIROS		02-08-2003	4:52			
42	141813	PT13040813			01-08-2003	16:50			
43	141807	PT13040807			01-08-2003	15:16			
44	140204	PT13040204	SERRAS DE AIRE E CANDEEIROS		02-08-2003	1:00			
45	141802	PT13040802			01-08-2003	5:05			

Figura A.1 Dados do inventário de incêndios florestais do dia 1 de Agosto de 2003 [DGRF, 2006] (cont.).

	W	X	Y	Z	AA	AB	AC	AD	AE
1	Mato_Publico	Mato_Privado	Total_Mato	Povoamento_Publico	Povoamento_privado	Total_Povoamento	Total_Florestal	Total_Agricola	Causa
2		2.5	2.5				2.5		
3		0.5	0.5				0.5		
4					0.5	0.5	0.5		
5		0.01	0.01				0.01		
6		0.01	0.01				0.01		
7					2	2	2	11	Intencional-448
8		1.5	1.5				1.5		
9		0.01	0.01				0.01		
10		0.01	0.01				0.01		
11					0.01	0.01	0.01		
12		0.01	0.01				0.01		
13		0.03	0.03				0.03		
14		0.01	0.01				0.01		
15					0.7	0.7	0.7		Intencional-448
16		5	5				5		
17		0.1	0.1				0.1		
18		0.01	0.01				0.01		
19		0.08	0.08				0.08		
20	0.5		0.5				0.5		
21		2	2				2		Negligente-125
22		0.01	0.01				0.01		
23		4	4				4		Intencional-448
24		0.035	0.035				0.035		
25		0.5	0.5				0.5		
26		0.01	0.01				0.01		
27		6	6		2	2	8		
28		0.5	0.5				0.5		
29		1	1				1		
30		0.01	0.01				0.01		
31		3.5	3.5				3.5	1	
32					0.01	0.01	0.01		
33		0.5	0.5				0.5		
34									
35					0.04	0.04	0.04		
36									
37					0.005	0.005	0.005		
38									
39		0.1	0.1				0.1		
40					2	2	2		
41					50	50	50		
42					0.05	0.05	0.05		
43		0.05	0.05				0.05		
44					3	3	3		
45					0.05	0.05	0.05		

Figura A.1 Dados do inventário de incêndios florestais do dia 1 de Agosto de 2003 [DGRF, 2006].

ANEXO B

Incêndios florestais em 2003, 2004 e 2005

Tabela B.1 Área ardida por distrito em 2003, 2004 e 2005 [DGRF, 2006].

Ano	2003		2004		2005	
Distrito	ha	%	ha	%	ha	%
Aveiro	799	0,2	617	0,4	22 445	6,6
Beja	2 929	0,7	12 210	8,1	1 623	0,4
Braga	3 683	0,9	2 789	1,9	17 933	5,3
Bragança	15 088	3,7	8 758	5,8	12 348	3,7
Castelo Branco	90 252	21,8	41 140	27,4	20 124	6,0
Coimbra	2 902	0,7	312	0,2	48 224	14,3
Évora	9 777	2,4	3 821	2,5	1 382	0,4
Faro	57 178	13,8	30 661	20,4	1 666	0,5
Guarda	46 494	11,3	10 819	7,2	24 593	7,3
Leiria	9 568	2,3	1 157	0,8	26 844	7,9
Lisboa	9 738	2,4	1 101	0,7	2 110	0,6
Portalegre	69 348	16,8	549	0,4	1 811	0,5
Porto	7 962	1,9	4 437	3,0	25 505	7,5
Santarém	66 929	16,2	5 057	3,4	28 871	8,5
Setúbal	8 054	2,0	2 243	1,5	1 008	0,3
Viana do Castelo	1 494	0,4	2 660	1,8	27 068	8,0
Vila Real	4 976	1,2	13 176	8,8	35 665	10,5
Viseu	6 119	1,5	8 754	5,8	39 039	11,5
Total	413 290		150 261		338 259	

Tabela B.2 Número de ocorrências por distrito em 2003, 2004 e 2005 [DGRF, 2006].

Ano	2003		2004		2005	
Distrito		%		%		%
Aveiro	1 581	6,0	1 041	6,7	4 486	12,7
Beja	113	0,4	88	0,6	114	0,3
Braga	4 376	16,7	2 300	14,8	4 829	13,7
Bragança	635	2,4	457	2,9	827	2,3
Castelo Branco	593	2,3	572	3,7	464	1,3
Coimbra	507	1,9	292	1,9	972	2,8
Évora	68	0,3	52	0,3	42	0,1
Faro	203	0,8	195	1,3	344	1,0
Guarda	1 158	4,4	592	3,8	1 343	3,8
Leiria	845	3,2	431	2,8	1 289	3,6
Lisboa	2 399	9,2	1 531	9,9	2 542	7,2
Portalegre	102	0,4	64	0,4	106	0,3
Porto	7 721	29,5	3 297	21,2	7 617	21,5
Santarém	1 007	3,8	608	3,9	1 097	3,1
Setúbal	659	2,5	511	3,3	659	1,9
Viana do Castelo	911	3,5	1 049	6,8	2 247	6,4
Vila Real	1 342	5,1	1 013	6,5	2 502	7,1
Viseu	1 976	7,5	1 427	9,2	3 906	11,0
Total	26 196		15 520		35 386	

ANEXO C

Módulo numérico de emissões dos incêndios florestais

```

module constants
integer, parameter :: nspec = 8    ! also change below
end module constants

!*****
program run_lotos
use constants
implicit none

integer::A1, A2, A3, nr, k, i
integer, parameter :: nfires=380, nhours=2928
real, dimension(nfires) :: x, y, hour1_start, hour_end
integer, dimension(nfires) :: hour_alert, hour_extinction
character(len=10), dimension(nfires) :: date_alert, time_alert, date_extinction, time_extinction
real, dimension(nfires) :: duration
real, dimension(nfires,nspec) :: E
character(len=16), dimension(nfires) :: district

! resolution stated above (280x280 cells, 0.25x0.25 lon-lat)

integer, parameter :: nx_file = 140, ny_file = 140
real, parameter :: dlat_file = 0.125, dlon_file = 0.25, westb_file = -10.0, southb_file = 35.0
real, dimension(nx_file,ny_file,nspec) :: emis_total_map
real, dimension(nhours,nspec) :: emis_total_time

integer, parameter :: ndistrict = 18
! array with emission parameters for bushwoods, forest
integer, parameter :: i_bush=1
integer, parameter :: i_forest=2
real, parameter :: FL_bush = 1.0
real, dimension(ndistrict), parameter :: FL_district=(/5.84, 4.10, 5.49, 4.86, 6.39, 6.82, 4.05, 4.61, 6.16, 7.03, 5.02, 4.21, 5.39, 5.05, 5.43, 6.36, 6
character(len=*), dimension(ndistrict), parameter :: district_name=(/"Aveiro", "Beja", "Braga", "Braganca", "CasteloBranco", "Coimbra", "Evora", "Faro",
real, dimension(2), parameter :: BE=(/0.8, 0.25/)
real, dimension(2,nspec) :: EF
real, dimension(nfires,2) :: area

integer :: ix,iy,ifire,idistrict,ihour,irec, ispec, iyear

emis_total_map = 0.0
emis_total_time = 0.0

iyear = 2005
!read all fire information:
open(11, file='FF2005_district.txt')
read(11, *)

do i=1,nfires
  read(11,*) nr, x(i), y(i), district(i), date_alert(i),time_alert(i), date_extinction(i),time_extinction(i),duration(i), hour_alert(i), hour_extinction(i)
  write(*,*) nr, x(i), y(i), district(i), date_alert(i),time_alert(i), date_extinction(i),time_extinction(i), hour_alert(i), hour_extinction(i), area(i,:)
  ! write(*,*) 'is', i
enddo

!estimate total emissions for all fires:
E=0
print *, " searching for proper EF"
call get_EF(ispec,iyear,EF)
print *, "bush EF: ", EF(1,:)
print *, "Forest EF: ", EF(2,:)

do i=1,nfires
  idistrict=-1
  do k=1, 18
    if(district_name(k).eq.district(i)) then
      idistrict=k
    endif
  enddo
  if(idistrict.eq.-1) then
    print *, "district name not found"
    print *, district(i)
    stop
  endif
  do ispec=1,nspec
    E(i,ispec) = EF(i_bush,ispec) *FL_bush * BE(i_bush) * area(i,i_bush)*10000 + EF(i_forest,ispec) * FL_district(idistrict) * BE(i_forest) * area(i,i_for
  enddo
  write(*,*) 'EMIS(i)=Emission', i, E(i,:), duration(i)
  write(*,*) 'Emission bush = ', EF(i_bush,:) *FL_bush * BE(i_bush) * area(i,i_bush)
  write(*,*) 'Emission forest = ', EF(i_forest,:) * FL_district(idistrict) * BE(i_forest) * area(i,i_forest)
enddo

!open an output file and write emission data
open(12, file='2005_fire_emissions.txt')
write(12, *) " nr,lon,lat,start,end,emissions(g/hr) (pm10 co nox navoc ch4 pm2.5 so2 nh3) "
do i=1,nfires
  write(12,fat="(i7, 2f7.2, 2i7, 8f15.2)") i, x(i), y(i), hour_alert(i), hour_extinction(i), (E(i,ispec)/duration(i),ispec=1,nspec)
enddo

```

Figura C.1 Módulo numérico para estimativa das emissões dos incêndios florestais (cont.).

```

enddo

! loop over fires:
do i=1, nfires
  ix = ceiling((x(i)-westb_file)/dlon_file)
  iy = ceiling((y(i)-southb_file)/dlat_file)
  emis_total_map(ix,iy,:)=emis_total_map(ix,iy,:) + E(i,:)
  do ihour=1, nhours
    if (ihour=hour_alert(i) .and. ihour<hour_extinction(i)) then
      emis_total_time(ihour,:)=emis_total_time(ihour,:) + E(i,:)/duration(i)
    endif
  enddo
enddo

! now we have the emission array:
! open and write to a file
open (99,file='total_map_2005.dat',form='unformatted', recl=nx_file*ny_file, access='direct',status='unknown')
irec = 0
do ispec=1,nspec
  irec = irec +1
  write(99,rec=irec) emis_total_map(:, :, ispec)
enddo

open(13, file='total_time_2005.txt')
write(13,*) "hour pm10 co nox navoc ch4 pa2.5 so2 nh3 emissions(g/hr)"
do i=1,nhours
  write(13,*) i , emis_total_time(i,:)
enddo

end program run_totos

subroutine get_EF(ispec,iyear,EF)
use constants, only : nspec
implicit none
integer :: iarea, ispec, iyear
real, dimension(2,nspec) :: EF

! PM10, CO, NOx, NMHC, CH4, PM2.5, SO2, NH3
real, dimension(nspec), parameter :: EF_bush = (/ 10.0, 82.0, 7.0, 9.0, 4.0, 9.0, 0.8, 0.6 /)
real, dimension(nspec), parameter :: EF_forest_2003 = (/ 11.62, 102.74, 3.54, 5.62, 6.00, 10.54, 0.80, 0.69 /)
real, dimension(nspec), parameter :: EF_forest_2004 = (/ 12.27, 110.98, 3.61, 6.12, 6.0, 10.76, 0.8, 0.65 /)
real, dimension(nspec), parameter :: EF_forest_2005 = (/ 12.59, 119.06, 3.29, 6.02, 6.01, 10.87, 0.8, 0.63 /)

EF(1,:) = EF_bush(:)
if(iyear.eq.2003) EF(2,:) = EF_forest_2003(:)
if(iyear.eq.2004) EF(2,:) = EF_forest_2004(:)
if(iyear.eq.2005) EF(2,:) = EF_forest_2005(:)

print *, "retrieved EF"
end subroutine

```

Figura C.1 Módulo numérico para estimativa das emissões dos incêndios florestais (cont.).

Nr. fire	X	Y	District	Date_Alert	Date_Exinction	duration_h	Hour_Alert	Hour_Exinction	Brushwoods_ha	Forest_ha
1	-7.338524	41.187185	Portalegre	9-6-03 18:20	11-6-03 18:15	48	211	259	76.5	33.5
2	-8.705485	39.048104	Santarem	12-6-03 14:00	13-6-03 2:25	12	279	291	0	160
3	-8.428275	38.056743	Setubal	12-6-03 14:20	13-6-03 5:50	15	279	294	0	226
4	-8.358378	39.813700	Leiria	13-6-03 14:37	15-6-03 1:10	35	303	338	13	116
5	-8.188321	39.922397	Leiria	13-6-03 14:40	18-6-03 21:00	127	303	430	10	625
6	-7.642172	37.659729	Beja	18-6-03 15:24	19-6-03 3:15	12	424	436	266	14
7	-8.446629	41.148536	Porto	19-6-03 1:50	21-6-03 4:00	51	434	485	0	792
8	-8.831624	37.086976	Faro	19-6-03 12:08	20-6-03 15:08	27	445	472	618.2	162.9
9	-8.440469	39.026560	Santarem	19-6-03 14:48	20-6-03 1:10	11	447	458	45	202
10	-7.934043	40.638634	Viseu	19-6-03 12:50	22-6-03 0:55	60	445	505	100	54
11	-8.734940	39.558703	Leiria	19-6-03 13:22	20-6-03 17:00	28	446	474	545	21
12	-8.519191	41.172988	Porto	19-6-03 8:41	19-6-03 16:00	8	441	449	0	200
13	-8.446629	41.148536	Porto	19-6-03 1:50	21-6-03 4:00	51	434	485	0	792
14	-8.518287	41.173827	Porto	19-6-03 8:41	19-6-03 16:00	8	441	449	0	200
15	-8.478414	39.641802	Santarem	20-6-03 14:37	21-6-03 3:48	13	471	484	42	145
16	-7.262845	40.627303	Guarda	20-6-03 11:13	20-6-03 22:45	11	468	479	102.7	103
17	-8.896544	37.111832	Faro	20-6-03 15:08	22-6-03 19:30	52	472	524	75	44.2
18	-8.655097	37.690687	Beja	20-6-03 13:50	21-6-03 16:15	27	470	497	26	160
19	-8.466638	41.150290	Porto	21-6-03 3:00	21-6-03 21:10	18	484	502	31.9	164.7
20	-8.474782	41.131041	Porto	21-6-03 17:36	21-6-03 18:36	1	498	499	51	263.6
21	-8.446629	41.148536	Porto	21-6-03 12:45	21-6-03 19:00	7	493	500	70.7	365.4
22	-7.783928	40.295518	Guarda	21-6-03 17:40	22-6-03 0:00	7	498	505	0	320
23	-7.970785	39.588816	Santarem	25-6-03 15:31	29-6-03 21:02	102	592	694	0	707.12
24	-7.107735	40.670507	Guarda	26-6-03 14:42	26-6-03 17:01	3	615	618	31	162
25	-7.126771	40.432338	Guarda	26-6-03 8:35	26-6-03 22:30	14	609	623	99	30

Figura C.2 Ficheiro de dados de entrada do módulo numérico para estimativa das emissões dos incêndios florestais.

Impacto dos Incêndios Florestais na Qualidade do Ar

ANEXO D

Sistema de modelação LOTOS-EUROS

```

RUN DESCRIPTION
'tese'
PROJECT FOR WHICH TO RUN WILL BE DONE (max 10 characters)
2003
RUN ID (max 8 characters)
Pt_fires
CHEMISTRY MODE (CBM4 or CB99 or none)
CBM4
SEC. INORG. AEROSOL COMPUTATIONS NEEDED?
yes
PRIM. AEROSOL COMPUTATIONS NEEDED?
yes
SEA SALT AND DUST COMPUTATIONS NEEDED?
yes
BASE CATION COMPUTATIONS NEEDED?
no
SEC. ORG. AEROSOL COMPUTATIONS NEEDED?
no
POPS COMPUTATIONS NEEDED?
no
HM COMPUTATIONS NEEDED?
no
SULPHUR ONLY COMPUTATION?
no
METEO DATA (fub or ecmwf)
fub
GRID RESOLUTION (zoom or normal)
zoom
ZOOMING FACTOR X AND Y direction
2 2
COORDINATES OF LOWER LEFT CORNER
-9.75 36.0
NX, NY, NZ
15 40 4
START DATE OF SIMULATION
2003,06,01,00
END DATE OF SIMULATION
2003,09,30,23
START FROM RESTART FILE REQUIRED
no
USE OF DEPAC REQUIRED (deposition module)
yes
LOCATION OF METEO
/home/mega/users/lotos/meteo/
LOCATION OF EMISSIONS
/home/mega/users/lotos/emissions/201205/
EMISSION FILE for oxidants
base_emis.txt
EMISSION FILE for heavy metals
emis-hm-cd-ph.txt
EMISSION FILE for shipping
shipping_rap.txt
EMISSION FILE for POPs
pop_emis.dat
EMISSION FILE for basecations
emis_basecation.txt

LOCATION OF EMISSION FACTORS
/home/mega/users/lotos/emissions/201205/
LOCATION OF STANDARD INPUT
/home/mega/users/lotos/standard/
LOCATION OF LANDUSE DATA
/home/mega/users/lotos/landuse/fine/
LAND USE FILE
landuse_russia.txt
LOCATION OF BOUNDARY CONDITIONS
/home/mega/users/lotos/bound_cond/
TYPE OF BOUNDARY ( 1=tm3, 2=le-run, 3=logan)
2
/home/dados/lotos/vera/output/2003/europe/
LOCATION OF OUTPUT
/home/dados/lotos/vera/output/
LOCATION OF RESTART FILE
.
GRADS OUTPUT REQUIRED
yes
START DATE OF THE OUTPUT
2003,6, 1, 0
OUPUT FOR LAYERS (number, followed by layer numbers)

```

Figura D.1 Ficheiro de controlo do LOTOS-EUROS (cont.).

```

OUTPUT FOR LAYERS (number, followed by layer numbers)
4
1
2
3
4
END OUTPUT FOR LAYERS
OUTPUT FOR SPECIES (if < #species: specify)
11
so4a
no3a
nh4a
bc
pm25
pm10
na
o3
no2
no
voc
END OUTPUT FOR SPECIES
EMISSIONS OUTPUT (0=none, 1=land, 2=snap, 3=detailed)
2
HOURLY STATION OUTPUT ?
no
DAILY AVERAGE STATION OUTPUT?
no
FILE WITH STATIONS SPECIFICATIONS
emep_selected.txt
SUPPRESS PRINTED OUTPUT?
no
DEBUG OUTPUT?
no
OH OUTPUT NEEDED?
no
LOCATION OF LANDUSE DATA
/home/mega/users/lotos/landuse/fine/
LAND USE FILE
landuse_russia.txt
LOCATION OF BOUNDARY CONDITIONS
/home/mega/users/lotos/bound_cond/
TYPE OF BOUNDARY ( 1=tm3, 2=le-run, 3=logan)
2
/home/dados/lotos/vera/output/2003/europe/
LOCATION OF OUTPUT
/home/dados/lotos/vera/output/
LOCATION OF RESTART FILE
.
GRADS OUTPUT REQUIRED
yes
START DATE OF THE OUTPUT
2003,6, 1, 0
OUTPUT FOR LAYERS (number, followed by layer numbers)
4
1
2
3
4
END OUTPUT FOR LAYERS
OUTPUT FOR SPECIES (if < #species: specify)
11
so4a
no3a
nh4a
bc
pm25
pm10
na
o3
no2
no
voc
END OUTPUT FOR SPECIES
EMISSIONS OUTPUT (0=none, 1=land, 2=snap, 3=detailed)
2
HOURLY STATION OUTPUT ?
no
DAILY AVERAGE STATION OUTPUT?
no
FILE WITH STATIONS SPECIFICATIONS
emep_selected.txt
SUPPRESS PRINTED OUTPUT?
no
DEBUG OUTPUT?
no
OH OUTPUT NEEDED?
no
NUMBER OF (STRANG SPLIT) STEPS WITHIN ONE HOUR
3
MINIMUM AND MAXIMUM NUMBER OF ITERATION IN THE CHEMISTRY
10 15

```

Figura D.1 Ficheiro de controlo do LOTOS-EUROS.

ANEXO E

Validação do sistema de modelação para o ano 2003

Tabela E.1 Avaliação estatística do desempenho do sistema de modelos relativamente a PM₁₀ (2003).

Distrito	Estação	SR			SI		
		EQM	BIAS	r	EQM	BIAS	r
Porto	Leça do Balio	21,82	36,03	0,63	21,43	34,90	0,67
Aveiro	Ílhavo	20,70	33,85	0,53	20,07	31,89	0,48
Coimbra	Instituto Geofísico de Coimbra	22,30	38,54	0,48	20,67	34,12	0,65
Leiria	Ervedeira	19,89	30,33	0,48	18,45	26,82	0,63
Lisboa	Loures	18,66	25,26	0,53	18,28	23,30	0,35
	Mem Martins	16,14	20,03	0,56	15,57	18,58	0,56
	Quinta do Marquês	19,10	28,54	0,49	18,67	27,32	0,50
	Reboleira	16,29	17,87	0,57	15,51	15,93	0,58
Setúbal	Camarinha	18,96	28,19	0,51	18,43	26,21	0,38

Tabela E.2 Avaliação estatística do desempenho do sistema de modelos relativamente a O₃ (2003).

Distrito	Estação	SR			SI		
		EQM	BIAS	r	EQM	BIAS	r
Porto	Ermesinde	39,46	-33,20	0,63	39,66	-34,57	0,63
	Santo Tirso	43,56	-133,96	0,72	43,81	-143,28	0,72
Aveiro	Ílhavo	43,70	-116,36	0,67	43,83	-129,52	0,69
Coimbra	Instituto Geofísico de Coimbra	40,87	-62,23	0,65	40,59	-69,27	0,68
Castelo Branco	Fundão	40,31	3,29	0,51	39,99	1,11	0,53
Santarém	Chamusca	43,68	15,30	0,44	43,99	14,60	0,44
Lisboa	Beato	41,05	-3,34	0,54	41,10	-5,02	0,55
	Loures	47,12	21,23	0,40	46,95	20,29	0,42
	Mem Martins	42,11	9,21	0,39	42,17	8,18	0,40
	Olivais	43,55	14,90	0,44	43,91	13,71	0,43
	Quinta do Marques	39,92	-10,19	0,48	39,91	-11,89	0,49
	Reboleira	45,80	26,99	0,47	45,57	26,21	0,49
	Restelo	42,14	-11,70	0,47	42,19	-13,73	0,49
Setúbal	Arcos	40,47	7,75	0,50	40,18	6,11	0,52
	Camarinha	39,09	-28,09	0,55	39,33	-31,98	0,56
	Monte Velho	41,06	-62,28	0,60	41,18	-67,75	0,61

Validação do sistema de modelação para o ano 2004

Tabela E.3 Avaliação estatística do desempenho do sistema de modelos relativamente a PM₁₀ (2004).

Distrito	Estação	SR			SI		
		EQM	BIAS	r	EQM	BIAS	r
Braga	Calendário	18,40	26,36	0,37	18,23	26,02	0,53
	Horto	18,23	25,40	0,37	18,01	24,97	0,57
Porto	Centro de Lacticínios	18,52	25,43	0,26	18,26	24,93	0,49
	Ermesinde	18,02	23,49	0,50	17,85	23,14	0,60
	Vila Nova da Telha	19,06	27,91	0,56	18,94	27,58	0,60
	Leça do Balio	17,99	22,48	0,51	17,85	22,14	0,57
Vila Real	Lamas de Olo	15,15	14,02	0,20	14,62	12,96	0,45
Lisboa	Loures	16,27	17,82	0,34	16,19	17,69	0,39
	Olivais	16,77	17,28	0,45	16,69	17,16	0,49
	Quinta do Marquês	17,81	24,36	0,40	17,79	24,30	0,43

Tabela E.4 Avaliação estatística do desempenho do sistema de modelos relativamente a O₃ (2004).

Distrito	Estação	SR			SI		
		EQM	BIAS	r	EQM	BIAS	r
Braga	Calendário	42,94	-20,35	0,64	43,00	-20,44	0,64
	Horto	46,66	-17,79	0,61	46,65	-17,88	0,61
Porto	Centro de Lacticínios	45,41	-17,08	0,60	45,45	-17,15	0,60
	Ermesinde	42,98	-18,50	0,59	43,05	-18,58	0,59
	Santo Tirso	46,03	-25,77	0,65	46,08	-25,85	0,65
	Vila Nova da Telha	46,78	-28,32	0,51	46,85	-28,40	0,51
	Leça do Balio	41,70	-18,01	0,57	41,77	-18,10	0,58
	Lamas de Olo	44,51	23,07	0,40	44,64	23,06	0,40
Aveiro	Ílhavo	44,94	-26,54	0,62	44,99	-26,66	0,62
Coimbra	Instituto Geofísico	55,88	-61,46	0,30	55,98	-61,66	0,30
Castelo Branco	Fundão	45,10	-12,93	0,53	45,12	-13,26	0,53
Leiria	Ervedeira	42,17	-22,26	0,58	42,21	-22,36	0,58
Santarém	Chamusca	39,95	-2,44	0,54	39,95	-2,55	0,54
Lisboa	Loures	44,29	10,62	0,46	44,32	10,58	0,46
	Mem Martins	42,45	0,96	0,29	42,46	0,93	0,29
	Olivais	42,37	3,81	0,52	42,39	3,78	0,52
	Paio Pires	40,96	-7,15	0,58	40,98	-7,19	0,58
	Quinta do Marquês	41,81	-8,76	0,39	41,84	-8,80	0,39
	Reboleira	44,98	12,09	0,42	45,00	12,05	0,42
	Restelo	42,17	-1,76	0,48	42,19	-1,80	0,48
Setúbal	Monte Velho	52,16	-39,14	0,61	52,18	-39,21	0,61

Validação do sistema de modelação para o ano 2005

Tabela E.5 Avaliação estatística do desempenho do sistema de modelos relativamente a PM₁₀ (2005).

Distrito	Estação	SR			SI		
		EQM	BIAS	r	EQM	BIAS	r
Braga	Calendário	19,62	28,90	0,43	15,18	21,88	0,88
	Horto	16,70	18,77	0,33	11,98	11,80	0,76
Porto	Centro de Lacticínios	22,97	36,72	0,32	18,26	28,10	0,75
	Santo Tirso	20,74	30,31	0,52	15,44	22,08	0,78
	Vila Nova da Telha	22,41	36,51	0,43	18,14	29,14	0,78
Vila Real	Lamas de Olo	22,12	28,50	0,31	16,71	20,23	0,75
Aveiro	Ílhavo	18,38	23,58	0,54	13,38	15,76	0,78
Coimbra	Instituto Geofísico	22,51	37,07	0,37	16,74	22,25	0,76
Castelo Branco	Fundão	23,64	27,20	0,12	18,67	20,36	0,58
Leiria	Ervedeira	27,84	42,31	0,42	20,50	32,79	0,85
Santarém	Chamusca	24,45	34,00	0,24	20,27	27,00	0,77
Lisboa	Loures	21,58	25,36	0,40	17,33	19,91	0,55
	Mem-Martins	19,54	22,93	0,47	16,30	20,28	0,60
Setúbal	Camarinha	21,80	36,79	0,54	19,13	34,11	0,75
	Monte Velho	18,55	26,55	0,36	16,67	25,37	0,67
Évora	Terena	20,14	31,64	0,47	18,15	30,31	0,69
Faro	Cerro	16,38	21,30	0,49	14,71	20,63	0,53
	Joaquim Magalhães	19,19	31,51	0,46	17,45	30,75	0,53
	Malpique	20,01	32,53	0,55	18,25	31,90	0,65
	Pontal	22,86	40,96	0,55	20,89	40,26	0,66

Tabela E.6 Avaliação estatística do desempenho do sistema de modelos relativamente a O₃ (2005).

Distrito	Estação	SR			SI		
		EQM	BIAS	r	EQM	BIAS	r
Viana do Castelo	Senhora do Minho	43,73	14,42	0,44	43,48	14,30	0,44
Braga	Calendário	43,35	-21,83	0,73	40,29	-22,68	0,74
	Horto	46,20	-27,12	0,76	41,85	-27,85	0,77
Porto	Centro de Lacticínios	44,25	-15,05	0,68	40,08	-15,85	0,70
	Ermesinde	39,73	-4,95	0,65	38,92	-5,96	0,66
	Santo Tirso	37,55	-20,18	0,72	41,00	-20,97	0,74
	Vila Nova da Telha	39,70	-18,06	0,64	40,21	-19,06	0,65
	Leça do Balio	41,63	-7,76	0,66	40,74	-8,77	0,68
Vila Real	Lamas de Olo	67,64	45,93	0,55	53,23	45,28	0,56
Aveiro	Ílhavo	39,77	-25,23	0,69	42,09	-26,56	0,71
Coimbra	Instituto Geofísico	39,25	-20,77	0,66	41,73	-21,18	0,65
Castelo Branco	Fundão	47,93	0,33	0,63	35,78	-1,51	0,67
Leiria	Ervedeira	38,11	-17,47	0,67	38,57	-18,09	0,66
Lisboa	Alfragide/Amadora	41,53	-4,03	0,57	40,58	-4,75	0,58
	Beato	43,28	4,21	0,56	42,46	3,47	0,57
	Loures	37,16	22,26	0,49	44,25	21,60	0,50
	Mem-Martins	40,95	9,71	0,43	44,21	9,13	0,44
	Olivais	47,39	4,78	0,56	43,17	4,10	0,56
	Paio Pires	42,07	2,98	0,60	38,78	2,26	0,61
	Quinta do Marquês	38,17	-0,46	0,47	38,24	-1,04	0,48
	Reboleira	58,23	22,31	0,46	44,56	21,66	0,47
Setúbal	Arcos	59,79	0,64	0,53	37,23	-0,19	0,54
	Camarinha	59,99	0,25	0,54	37,64	-0,58	0,56
	Monte Velho	54,35	-41,15	0,62	53,58	-41,87	0,64
Évora	Terena	52,38	-23,92	0,58	38,73	-24,97	0,59
	Cerro	65,77	3,43	0,63	34,65	2,91	0,64
	Joaquim Magalhães	61,86	-8,61	0,57	33,79	-9,08	0,57
	Malpique	62,05	-10,18	0,63	34,02	-10,66	0,64
Faro	Pontal	59,14	-17,98	0,64	36,91	-18,49	0,65